

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Sít'ové měření variability PM_1 a PM_{10} v mikroměřítku a mezi sezónami

Seasonal and microscale variability of PM_1 and PM_{10}

Diplomová práce

Zpracoval: Michal Grégr

Vedoucí práce: RNDr. Jan Hovorka, Ph.D.

Praha 2010

Rád bych touto cestou poděkoval v první řadě panu RNDr. Janu Hovorkovi, Ph.D., za jeho odborné konzultace a vedení diplomové práce. Můj dík patří i občanům obce Březno u Chomutova, Všeobecné fakultní nemocnici v Praze, Botanické zahradě PřF UK a Národnímu divadlu v Praze za umožnění terénního měření. Rovněž bych chtěl poděkovat své rodině za její stálou podporu během celé doby mého studia.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne

Michal Grégr

Diplomová práce vznikla ve spolupráci s Výzkumným ústavem pro hnědé uhlí a.s. se sídlem v Mostu a v rámci projektu financovaného Ministerstvem životního prostředí České republiky (číslo projektu SP/1A3/149/08).

Abstrakt

Tato práce hodnotí, zda jsou rozdíly mezi DustTraky s impaktory na PM_1 , respektive PM_{10} v mikroměřítku až středním měřítku statisticky významné. Statisticky významné rozdíly v hodnotách PM mohou být rozhodující pro reprezentativní umístění měřicí stanice na dané lokalitě.

K měření byla použita sada 7 přenosných laserových nefelometrů DustTrak (8520, TSI). Koncentrace PM_1 a PM_{10} byly kontinuálně měřeny v pětiminutových intervalech. Každá frakce byla na každé lokalitě měřena minimálně po dobu tří dnů. Měření probíhalo na 4 lokalitách s různými zdroji aerosolu. Vzdálenosti mezi DustTraky se na jednotlivých lokalitách pohybovaly mezi, 80 – 220 m, 30 – 500 m, 70 – 150 m, 30 m a měření probíhalo na území o rozloze 57 000 m², 290 000 m², 29 000 m², 240 m² ve velkém městě (Praha), malém městě (Březno u Chomutova), na pozad'ové lokalitě (Láz) a dálnici (Dobré Štěstí).

Ke statistickému posouzení byl použit neparametrický Wilcoxonův znaménkový test rozdílu pro 2 závislé výběry, rozlišující řazení. Podle očekávání nebyl prokázán statisticky významný rozdíl ($\alpha = 0,05$) v PM_1 mezi jednotlivými DustTraky na jednotlivých lokalitách v průběhu letní i zimní sezóny. Na rozdíl od PM_1 byly u PM_{10} zaznamenány Wilcoxonovým testem statisticky významné rozdíly na pozad'ové lokalitě a na malém městě. Tyto rozdíly ovšem byly prokázány u 3 z 50 možných případů pro zimní měření PM_{10} . Porovnání mediánů v těchto případech ale říká, že ani mezi těmito stanovišti statisticky významný rozdíl není.

Abstract

The master thesis evaluates the middle scale spatial/seasonal variability of PM_1 and PM_{10} at four sampling localities. Statistical significant differences in PM values could be crucial for a representative placement of a measuring station at the locality.

A set of 7 portable laser nephelometers DustTrak - DT (8520, TSI) was used to record 5 minute integrates of PM_1 and PM_{10} consecutively for each size for 3 days at 4 localities. The localities were rural, urban, background and freeway and contrasted as far as the main aerosol sources are concerned. At each locality, inter-DT distances ranged from 30 - 500m, 80 – 220m, 70 – 150m, and 30m and total area covered 290 000 m², 57 000 m², 29 000m², 240m² in rural, urban, background and freeway locality, respectively.

Wilcoxon signed-ranks test for 2 dependent samples was used to evaluate the variability. As expected, PM_1 did not vary statistically significantly ($\alpha=0.05$) among DT's at all localities in both winter and summer. Contrary to PM_1 , inter-DT PM_{10} values varied significantly at background and rural localities, according to the Wilcoxon test. These differences occurred in 3 out of 50 possibilities for winter measurements. However, there is no statistically significant difference in median values comparison.

OBSAH

1. ÚVOD.....	9
1.1 Historie monitorovacích sítí v ČR	9
1.2 Základní zásady zřizování monitorovacích sítí.....	10
1.2.1 Počet stanic.....	10
1.2.2 Umístění stanic.....	12
1.3 Teorie monitorovacích sítí.....	13
1.3.1 Náhodné vzorkování.....	13
1.3.2 Systematické vzorkování.....	13
1.3.3 Posudkové vzorkování (<i>judgmental sampling</i>).....	14
1.3.4 Kombinace systematického a posudkového vzorkování.....	14
1.3.5 Geostatistické vzorkování (<i>kriging</i>).....	15
1.4 Měřítko monitorovacích sítí.....	15
1.5 Cíle práce	17
2. METODIKA.....	18
2.1 Přístroje	18
2.1.1 DustTrak.....	18
2.1.2 Beta prachoměr.....	19
2.1.3 APS.....	19
2.2 Lokality	20
2.2.1 Praha.....	21
2.2.2 Březno u Chomutova.....	22
2.2.3 Láz.....	23
2.2.4 Dobré Štěstí.....	24
2.3 Zpracování dat	25
2.3.1 Kolokace.....	25
2.3.2 Výpočet chyby měření.....	25
2.3.3 Wilcoxon.....	25
2.3.4 Výpočet skutečných hodnot PM ₁₀	26
3. VÝSLEDKY.....	27
3.1 Kolokační měření.....	27
3.1.1 Kolokace DustTraků.....	27
3.1.2 Regresní vyhodnocení s beta prachoměrem.....	29
3.2 PM₁	31

3.2.1 Praha.....	31
3.2.2 Březno u Chomutova.....	34
3.2.3 Láz.....	36
3.2.4 Dobré Štěstí.....	38
3.2.5 Dobré Štěstí – U-profil.....	40
3.3 PM₁₀.....	42
3.3.1 Praha.....	42
3.3.2 Březno u Chomutova.....	44
3.3.3 Láz.....	46
3.3.4 Dobré Štěstí.....	48
3.4 Vliv meteorologie	50
4. DISKUSE.....	51
5. ZÁVĚR.....	55
LITERATURA.....	56

1. ÚVOD

V ochraně a zlepšování kvality ovzduší hraje klíčovou roli monitoring, který je definován jako specializovaně zacílené měření s určitým záměrem aktivního ovlivňování, regulování či omezování jevů příčinně souvisejících se sledovanými veličinami (Braniš, Hůnová, 2009). Nejedná se tedy o pouhé sbírání dat a jejich vyhodnocování, ale je základem pro formulování celé politiky ochrany ovzduší a jeho důležitost je tak víc než zřejmá. Součástí kvalitního monitoringu je správně navržená monitorovací síť s vyváženou hustotou měřicích stanic tak, aby poskytovala objektivní pohled na znečištění v dané oblasti. K naplnění tohoto záměru není třeba vytvářet síť s co největším počtem měřicích stanic. Často se stává, že je monitorovací síť zbytečně přehuštěná a několik stanic pak měří stejné nebo velmi podobné hodnoty. Tím se zvyšují celkové náklady a získaná data nevykazují vyšší kvalitu než monitorovací síť s nižším počtem důmyslněji rozmístěných stanic. Jednotlivé stanice musejí být umístěny tak, aby podávaly reprezentativní data. A právě reprezentativním umístěním měřicí stanice na různých typech lokalit se zabývá tato práce. Monitoruje se celá řada znečišťujících látek. Vzhledem k tomu, že imisní limity pro suspendované částice PM_{10} jsou pravidelně překračovány v poměrně velkém rozsahu, byl pro tuto práci vybrán atmosférický aerosol, konkrétně PM_1 a PM_{10} . PM_x je zkratka pro atmosférický aerosol (particulate matter), kde x udává velikost částic (v μm), které jsou po průniku předřazeným odběrovým zařízením separovány ze vzorku s účinností právě 50%. Částice menší než x jsou ve vzorku obsaženy s téměř 100% pravděpodobností, naopak částice větší s pravděpodobností blízkou nule.

1.1 Historie monitorovacích sítí v ČR

Nárůst znečištění ovzduší na našem území v průběhu 60. let vedl k zavádění a rozšiřování sítí imisního monitoringu. První síť byly postupně instalovány a provozovány Českým hydrometeorologickým ústavem v nejpostiženějších oblastech státu. Vedle sítí ČHMÚ začaly vznikat sítě hygienické služby, lokalizované především ve městech, ale i další účelové sítě energetiky, rezortu zemědělství, lesnictví a dalších. Až do roku 1987 byly všechny sítě provozovány manuálně.

V roce 1987 byly uvedeny do provozu sítě automatizovaného imisního monitoringu pro sledování koncentrací oxidu siřičitého (částečně i oxidů dusíku) v reálném čase pro účely varování obyvatelstva a regulaci zdrojů za smogových situací v rámci tehdejšího Prognózního a signálního systému (PSS).

V současné době jsou provozovány vedle státní automatizované i manuální sítě ČHMÚ, sítě Státního zdravotního ústavu a hygienické služby i účelově zaměřené imisní měřicí sítě Organizace pro racionalizaci energetických zařízení (ORGREZ), Výzkumného ústavu rostlinné výroby, společnosti Ekotoxa, spol. s r.o., Opava, a další. Data ze všech těchto jmenovaných sítí měření imisí v České republice zpracovává a archivuje Český hydrometeorologický ústav v imisní databázi Informačního systému kvality ovzduší. (Braniš, Hůnová, 2009)

1.2 Základní zásady zřizování monitorovacích sítí

Při zřizování či inovaci současných sítí pro monitoring znečištění ovzduší je v souladu s požadavky směrnice EU kladen důraz na monitoring znečištění ovzduší v městských oblastech. Imisní monitorovací sítě musí podle požadavků směrnic zahrnovat i stanice se zaměřením na ochranu ekosystémů a materiálů. Při vývoji a zřizování sítí pro monitoring znečištění ovzduší je třeba zvážit řadu otázek:

- Stanovení cílů a strategií vztahujících se k těmto cílům.
- Výběr oblastí, které budou monitorovány (města, průmyslové oblasti, venkovské oblasti) a v rámci výběru **řešit otázky reprezentativnosti**.
- Výběr sloučenin, indikátorů a metod.
- Stanovení požadavků na zajištění kvality dat a informací.
- Stanovení postupu pro sběr a přenos dat (přenos do centrální databáze), (Braniš, Hůnová, 2009).

Obecné zásady a doporučení na rozmisťování monitorovacích stanic, jejich klasifikaci, volbu metod měření a další požadavky uvádí zejména dokument WHO (WHO, 2000) a dále dokument vydaný Evropskou agenturou životního prostředí Criteria for EUROAIRNET (EEA, 1999).

1.2.1 Počet stanic

Minimální požadavky na počty měřicích stanic, jejich umístění a klasifikaci a další jsou pak stanoveny jako závazná doporučení dceřinými směrnicemi. Tyto požadavky beze zbytku přebírá i národní legislativa (ČR 2005).

Kritéria pro určení minimálního počtu měřicích stanic pro stálá měření koncentrací PM₁₀ uvádí směrnice 99/30/EC.

Tab. 1: Počet stacionárních měřících bodů k zajištění kontroly dodržování imisních limitů na ochranu lidského zdraví pro difúzní zdroje (EU, 1999).

Populace v aglomeraci či zóně (v 1000 obyv.)	Překračují-li koncentrace UAT	Jsou-li maximální koncentrace mezi UAT a LAT
0 - 250	1	1
250 - 499	2	1
500 - 749	2	1
750 - 999	3	1
1000 - 1499	4	2
1500 - 1999	5	2
2000 - 2749	6	3
2750 - 3749	7	3
3750 - 4749	8	4
4750 - 5999	9	4
> 6000	10	5

Při překročení koncentrací UAT pro NO₂ a atmosférický aerosol je třeba zahrnout alespoň 1 stanici typu "urban-background" a 1 stanici typu "traffic-oriented"

Pro určení znečištění ovzduší v blízkosti bodových zdrojů by počet lokalit s fixním měřením měl být stanoven na základě emisních hustot, pravděpodobnostního rozložení znečištění ovzduší a potenciální expozice populace.

Tab. 2: Minimální počet lokalit s fixním měřením pro určení dodržování imisních limitů pro ochranu ekosystémů nebo vegetace v jiných zónách než v aglomeracích (EU, 1999).

Překračují-li maximální koncentrace UAT	Jsou-li maximální koncentrace mezi UAT a LAT
1 stanice na každých 20 000 km ²	1 stanice na každých 40 000 km ²

1.2.2 Umístění stanic

Požadavek umístění stanic do lokalit očekávaného výskytu vysokých koncentrací

Umístění stanic v makroměřítku

1) *pro ochranu zdraví:*

- V zónách a aglomeracích v oblastech s výskytem nejvyšších koncentrací, kde je pravděpodobná přímá či nepřímá expozice populace po dobu signifikantní vzhledem k časovému intervalu, pro který je stanoven imisní limit;
- pokrytí ostatních oblastí zón a aglomerací, které reprezentují obecnou expozici populace.

Neměřit na stanicích reprezentujících pouze své bezprostřední okolí - stanice dopravní by měla reprezentovat minimálně 200 m² a městská pozad'ová několik km². Kde je to možné, měla by stanice reprezentovat i obdobné vzdálenější lokality.

2) *pro ochranu ekosystémů a vegetace:*

Více než 20 km od aglomerace nebo více než 5 km od jiné zastavěné oblasti, průmyslového závodu nebo silnice - reprezentativnost stanice nejméně pro 1000 km² (rozhodnutí o vzdálenosti stanic je ponecháno na úvaze států - v potaz vzít geografické poměry).

Umístění odběrové sondy

- sonda pro odběr nesmí být ovlivněna blízkými předměty (několik metrů od budov, balkonů, stromů – skutečná koncentrace odstíněna záchytem částic na listech nebo jehličí)
- ve výšce 1,5 - 4 m nad povrchem (za určitých okolností do 8 m)
- nesmí být v bezprostřední blízkosti zdrojů, aby nedošlo k přímému nasávání emisí
- výfuk samotného odběrového zařízení nesmí ovlivnit sondu
- u dopravních stanic - alespoň 25 m od významných křižovatek a alespoň 4 m od středu nejbližší ulice
- pro PM a Pb - sondy by měly reprezentovat okolí budov (EU, 1999)

1.3 Teorie monitorovacích sítí

K odebrání vzorků existují čtyři základní přístupy, ale můžeme se setkat i s přístupy hybridními v podobě kombinací základních postupů a využití modelování.

1.3.1 Náhodné vzorkování

Stanoviště jsou vybrána náhodně bez přihlédnutí ke zdrojům znečištění (Nesbitt, Carter, 1996). Náhodného rozmístění je dosaženo stanovením hranic pravoúhlé oblasti, vygenerováním x a y souřadnic pomocí generátoru náhodných čísel a umístěním vzorkovačů co nejbližší těmto souřadnicím.

Výhody:

- zkreslování odběrů je eliminováno nebo alespoň minimalizováno
- jednoduché provedení bez potřeby znalostí o prostorové nebo časové distribuci koncentrací
- objektivní výběr měřených lokací

Nevýhody:

- aby chyba měření byla přijatelná, je zapotřebí mnoho měřených lokací
- v síti s mnoha měřenými lokacemi je velká míra nadbytečnosti
- v síti s malým počtem lokací je velké riziko nereprezentativních dat

Pro měření kvality ovzduší obvykle není praktické rozmisťovat náhodné sítě. Je potřeba zohlednit zdroje znečištění a meteorologii, která ovlivňuje koncentrace atmosférického aerosolu v dané oblasti (Chow, 2002).

1.3.2 Systematické vzorkování

Studovaná oblast je proložena sítí stejně velkých čtverců, kde je každému z nich přiřazen jeden vzorkovač umístěný co nejbližší k jeho středu, jak to podmínky umožňují. Díky pravidelnému rozmístění tato metoda minimalizuje zkreslenost měření. Nevýhodou je, že vyžaduje značný počet vzorkovačů, v závislosti na velikosti studovaného území, a většina těchto vzorkovacích zařízení poskytuje nadbytečné množství informací v místech, kde jsou koncentrace prostorově neměnné. Pro tuto metodu je vhodný rovný terén buď s malým počtem velkých bodových zdrojů anebo s četnými plošnými zdroji znečištění.

Náklady na oba výše zmíněné typy měřících sítí mohou být velmi vysoké kvůli obrovskému počtu stanovišť. Výjimkou mohou být krátkodobá měření, během kterých je posuzována prostorová homogennost koncentrací (Chow, 2002).

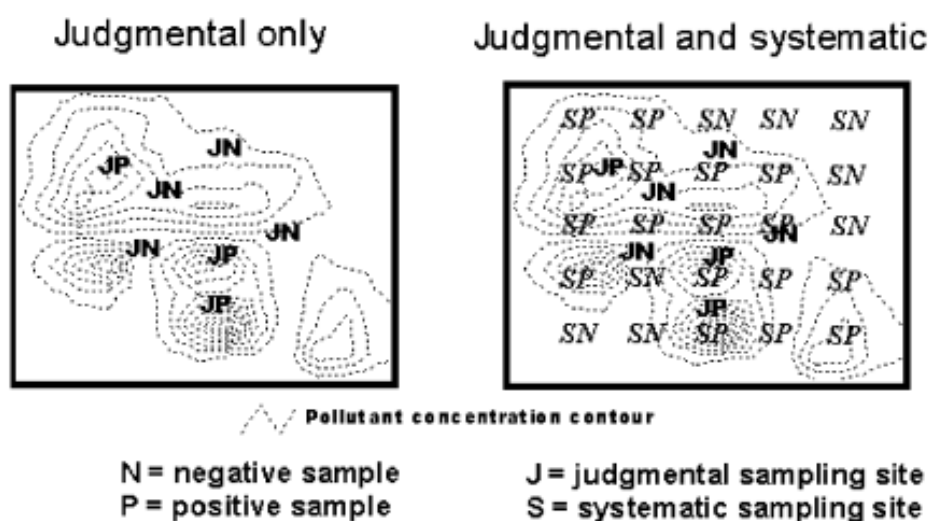
1.3.3 Posudkové vzorkování (*judgmental sampling*)

K lokalizování měřících stanovišť využívá znalostí zdrojů znečištění společně s mechanismy transportu znečišťujících látek. (Nesbitt, Carter, 1996). V některých případech mohou pomoci modely znečištění ovzduší, ale od těchto modelů je pak vyžadována obzvláštní přesnost jejich formulace a vstupních dat.

Umístění vzorkovače může být určeno na základě dat z již existující monitorovací sítě nebo identifikací lokalit zdrojů znečištění a odvozením transportu znečišťujících látek (z dat emisní analýzy a měření větru). Krátkodobé experimenty vyžadují měření s hustou sítí vzorkování a modelování může pomoci při vynášení a potvrzování úsudků. Vyhovující monitorovací sítě téměř vždy využívají strategií posudkového vzorkování, které bere v potaz meteorologii a umístění emisního zdroje vůči sledované populaci (Chow, 2002).

1.3.4 Kombinace systematického a posudkového vzorkování

Dle Nesbitta a Cartera (1996) nejprve identifikujeme potenciální zdroje znečištění (za využití výsledků měření nebo modelů), proložíme těmito oblastmi čtvercovou síť, ve které probíhá měření a definujeme v ní body, které měří prokazatelné znečištění. K posouzení zbytku sledované oblasti se pak využije systematické sítě.



Obr. 1 Srovnání posudkového vzorkování (vlevo) a jeho kombinace se systematickým (vpravo) (Chow, 2002).

Samotné posudkové vzorkování a jeho kombinaci se vzorkováním systematickým ilustruje obrázek 1, ze kterého je patrné, že metoda samotného posudkového vzorkování nezahrnuje oblasti s významnými koncentracemi (positive sample), zatímco kombinovaná strategie zahrnuje i tyto oblasti významných koncentrací, které předtím monitorovány nebyly. (Chow, 2002).

1.3.5 Geostatistické vzorkování (*kriging*)

K odhadu neznámých hodnot využívá interpolace z existujících prostorových souřadnic. Za použití korelační struktury je získán odhad s nejmenší průměrnou kvadratickou chybou, důsledkem čehož získáváme menší množství vzorků oproti jiným metodám.

Směrnice pro vyhovující síť na měření atmosférického aerosolu jsou založeny na metodě posudkového vzorkování (Watson, 1997). Jemné částice jako PM_{10} je obtížné modelovat pro jejich povahu a zdroje. Numerické modely pro atmosférický aerosol se stále vyvíjejí a pro návrh měřících sítí mohou být použity pouze kvalitativně (Chow, 2002).

1.4 Měřítko monitorovacích sítí

Stanoviště pro měření by měla být vybrána tak, aby reprezentovala daná měřítká. Níže uvedené vzdálenosti vyjadřují průměr kruhu nebo stranu čtverce sítě se vzorkovačem umístěným v jeho středu.

Kolokační měřítko (*collocated scale*)

Jedná se o měření prováděná v rozsahu 1-10 m. Všechny přístroje měří vzduch obsahující stejné koncentrace znečišťujících látek. Kolokační měření se proto používají k definici přesnosti dané monitorovací metody nebo k přepočtům dat z různých typů vzorkovačů za účelem rovnocenných dat při měření ve větších měřítkách. Znečišťující látky jsou obvykle nejvíce koncentrovány v odtokových potrubích, výfukových rourách a komínech odkud jsou emitovány do okolního prostředí a jsou měřeny za účelem emisních inventur a rozhodnutí o vhodnosti emisních limitů (Chow, 2002).

Mikroměřítko (*microscale*)

Měření v mikroměřítku o rozsahu 10–100 m se nejčastěji používá k hodnocení osobní expozice. Tato měření vykazují odlišné hodnoty od standardní měřící sítě ve chvíli, kdy se čidlo nachází v blízkosti emisního zdroje, např. v blízkosti rušného dopravního tahu. Expoziční kritéria standardních měřících sítí se těmito vlivům vyhýbají, a to i v případě „na

zdroj orientovaných“ sítí, neboť mají charakterizovat emise z různých zdrojů znečištění. Mikroměřítko se obvykle používá ke krátkodobým měřením k definování reprezentativních zón pro jiná stanoviště (Chow, 2002).

Střední měřítko (*middle scale*)

Ke studiu osobní expozice se rovněž používá střední měřítko o rozsahu 100–500 m, aby zahrnulo i velká průmyslová zařízení a opět se používá i k hodnocení reprezentativních zón pro standardizovaná stanoviště (Watson, Chow, 2001). Další využití představuje zjišťování rychlosti změn ve složení znečišťujících látek, jejich ředění a depozice. Při výzkum kvalit ovzduší ve vertikálním rozložení koncentrací znečišťujících látek se právě v tomto měřítku objasňují mechanismy dálkového přenosu, noční chemické procesy a další jevy, které nelze vysvětlit pomocí měření při zemském povrchu (Chow, 2002).

Místní měřítko (*neighborhood scale*)

Místní monitoring o rozsahu se používá ke kontrole imisních limitů pro ochranu veřejné bezpečnosti. Typickými zdroji ovlivňujícími místní měřítko o rozsahu 500 m až 4 km jsou malé zdroje jako místní topeniště a čisté, zpevněné silnice s plynulým provozem, kde není významné zastoupení těžké dopravy (Chow, 2002).

Městské měřítko (*urban scale*)

Toto měřítko o rozsahu 4–100 km je nejběžnější pro standardizované sítě, které reprezentují expozice velkých populací. Znečišťující látky typické pro toto měřítko jsou směsí látek z mnoha zdrojů. Stanoviště vzorkovačů se často nachází ve vyšších výškách nebo dále od frekventovaných silnic, průmyslu a lokálních topenišť. V centru měst představují dobrou charakteristiku tohoto měřítka vzorkovače umístěné na střechách dvou až čtyřpatrových budov (Chow, 2002).

Regionální pozadové měřítko (*regional-scale background*)

Typické je pro vzorkovače regionálního měřítka o rozsahu 100–1000 km umístění proti větru od městských oblastí, daleko od zdrojů emisí. Nejlepší stanoviště představují venkovské oblasti ve vyšších nadmořských výškách. Důležitou roli hrají v určování strategií pro snižování emisí. Velký podíl určité znečišťující látky detekované ve městě může být totiž způsoben vzdáleným zdrojem. V takovém případě je užitečnější spíše regionální než lokální strategie kontroly. Měřené koncentrace jsou v regionálním měřítku kombinací přirozeně se

vyskytujících látek a látek znečišťujících vznikajících v městských a průmyslových oblastech, které mohou být vzdálené více jak 100 km (Chow, 2002).

Kontinentální pozad'ové měřítko (*continental-scale background*)

Jedná se o měřítko v rozmezí 1000 až 10 000 km. Stanoviště jsou umístěná stovky kilometrů od zdrojů znečištění a měří směs přírodních a zředěných antropogenních podílů. Přičemž antropogenní složky jsou zastoupeny v minimálních koncentracích (Chow, 2002).

Globální pozad'ové měřítko (*global-scale background*)

V globálním pozad'ovém měřítku, jehož rozsah přesahuje 10 000 km, se stanovuje množství koncentrací transportovaných mezi jednotlivými kontinenty a stejně tak přirozeně emitované částice a prekursory z oceánů, vulkánů a rozfoukaný prach. Stanice jsou umístěny v izolovaných bodech: McMudro v Antarktidě, Mauna Loa na Havaii a Barrow na Aljašce (Chow, 2002).

1.5 Cíle práce

Práce si klade za cíl určit, zda rozdíly mezi DustTraky s impaktory na PM_1 , respektive PM_{10} , jsou ve výše definovaném mikroměřítku až středním měřítku statisticky významné. Za tímto účelem byla v průběhu letní a zimní sezóny postupně provedena, na 4 předem zvolených lokalitách, kontinuální měření PM_1 a PM_{10} , na každé lokalitě na pěti až sedmi stanovištích. Nulovou hypotézou je předpoklad, že na dané lokalitě hodnoty PM_1 a PM_{10} mezi jednotlivými odběrovými stanovišti nejsou statisticky významné. Potvrzení nebo vyvrácení nulové hypotézy umožní hodnotit reprezentativnost umístění měřicí stanice na dané lokalitě.

2. METODIKA

2.1 Přístroje

Experimentální práce zahrnovala kontinuální měření hmotnostní koncentrace PM_1 a PM_{10} . K měření hmotnostní koncentrace PM_{10} byly použity přístroje DustTrak a beta prachoměr, který posloužil k výpočtu koeficientů pro přepočet dat z DustTraků na skutečné hodnoty. PM_1 měřily pouze DustTraky s velikostně-selektivním impaktorem vykazujícím odlučovací účinnost pro aerodynamický průměr $1\ \mu m$ 50%. Aerodynamický průměr je průměr hypotetické kulové částice, která v atmosféře sedimentuje stejně rychle jako částice námi sledovaná, již aerodynamický průměr přiřazujeme.

2.1.1 DustTrak

K získávání dat byla použita sada 7 přenosných laserových nefelometrů DustTrak model 8520 společnosti TSI s impaktory na měření PM_1 a PM_{10} – obrázek č. 1.



Obr. 2 DustTrak

DustTrak stanoví hmotnostní koncentraci aerosolu na základě rozptylu koherentního infračerveného záření z laserové diody na procházejícím svazku aerosolu. Vlnová délka laserového paprsku činí $780\ nm$, což omezuje detekci částic v rozmezí $160\ nm - 10\ \mu m$. Pomocí DustTraku lze v závislosti na použitém impaktoru stanovit PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} a při použití vstupního cyklonu i PM_4 . Pokud je měřena frakce menší než PM_{10} , impaktor obsahuje impakční destičku natřenou silikonovou masťou, na níž se zachycují částice větší než požadované frakce.

Měření byly pětiminutové průměrné koncentrace. Na displeji přístroje jsou zobrazovány aktuální koncentrace v mg/m^3 , které se v nastavených intervalech (průměrná hodnota za daný časový úsek) ukládají do paměti. Pro tuto práci byl zvolen pětiminutový interval. Průtok vzduchu byl nastaven na $1,7\ l \cdot min^{-1}$. Před měřením na jednotlivých lokalitách byl průtok kontrolován rotametrem, pomocí nulového filtru byl DustTrak vynulován.

Tyto přístroje jsou vhodné pro síťová měření díky svým malým rozměrům ($221 \times 150 \times 87\ mm$) a nízké hmotnosti ($1,5\ kg$). Pro měření ve vnějším prostředí se ukládají do ochranných kufříků – *Environmental Enclosures*, které je bezpečně chrání proti nepříznivým povětrnostním vlivům. Vzorkování vzduchu DustTraku umožňuje všesměrová odběrová

hlavice, která prochází horní stranou kufříku. Přístroje byly umístěny na tripody a to tak, aby otvor vstupní hlavice DustTraku byl ve výši vstupu vzduchu do dýchacích cest. Napájení bylo v některých případech zajištěno AC adaptérem ze sítě elektrického napětí, ve většině případů však byly využity nabíjecí baterie, které za ideálních podmínek a při plném nabití mohou zajistit chod přístroje až na 60 hodin. Jako záložní zdroj pak sloužily sady 4 monočlánků typu C. Detailní popis rozmístění DustTraků viz kapitola Lokality.

2.1.2 Beta prachoměr

Pro přepočet dat z DustTraků na skutečné hodnoty PM_{10} byly vypočteny převodní koeficienty. Za tímto účelem byla využita data z beta prachoměru (ESM Andersen Instruments GmbH, FH - 62 I-R) umístěného na stanovišti S (měřicí stanice). Přístroj měří kontinuálně hmotnostní koncentraci PM_{10} na základě absorpce beta záření aerosolem zachytávaným na papírové filtrační pásce. Při pětiminutových koncentracích činí detekční limit přístroje $4 \mu m \cdot m^{-3}$.

2.1.3 APS

Aerodynamický spektrometr částic (*Aerodynamic particle sizer*) – APS (model 3321, TSI) počítá a rozlišuje velikost jednotlivých částic o aerodynamickém průměru v rozmezí 542 – 20 000 nm na základě rozptylu světla při průletu částic dvojicí paprsku z laseru (Pokorná, 2009).



Obr. 3 APS model 3321 (TSI, 2009)

2.2 Lokality

Měření probíhala během dvou kampaní: letní (3.6. – 29.9.2009) a zimní (7.1. – 19.3.2010) na 4 lokalitách popsaných níže. Na každé lokalitě probíhalo měření minimálně po dobu tří dnů.

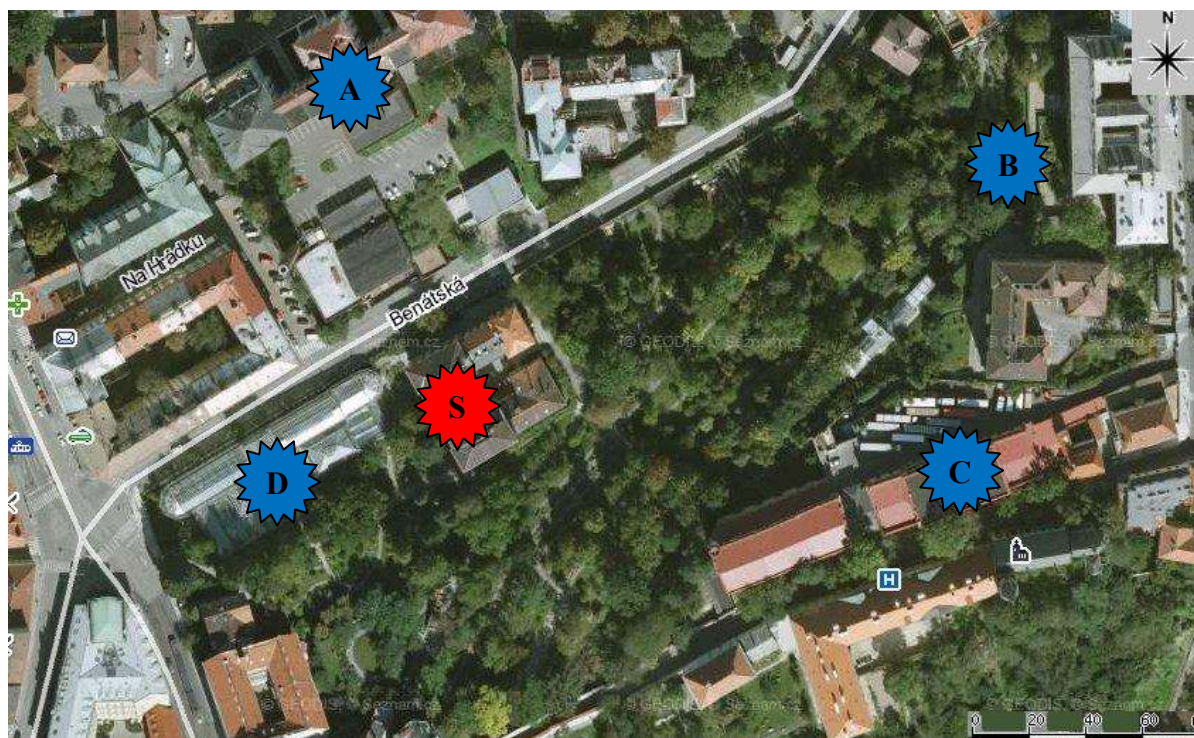
Tab. 3: Seznam lokalit

Lokalita	Typ lokality	Geografické souřadnice	Plocha lokality	Vzdálenosti DT	Doba měření	
					Léto 2009	Zima 2010
Praha	velké město	50°4'N - 14°25'E	57 000 m ²	80 - 220 m	3.6. - 19.6.	12.3. - 19.3.
Březno	malé město	50°24'N - 13°25'E	290 000 m ²	90 - 500 m	6.8. - 12.8.	7.1. - 13.1.
Láz	pozadí	49°39'N - 13°54'E	29 000 m ²	70 - 150 m	23.8. - 28.8.	19.2. - 26.2.
Dobré Štěstí	dálnice -zed' U-profil	49°41'N - 13°18'E	240 m ² 64 m ²	30 m 5 - 7 m	10.9. - 29.9. 25.9.	28.1. - 4.2. 4.2.



Obr. 4: Měřicí stanice na hrázi vodní nádrže v Lázu s vyznačeným DustTrakem,
19. 2. 2010 16:48

2.2.1 Praha



Obr. 5: Rozmístění DustTraků v Praze

Vysvětlivky k obr. 2: S – měřicí stanice na budově ÚŽP (výška 25 m)

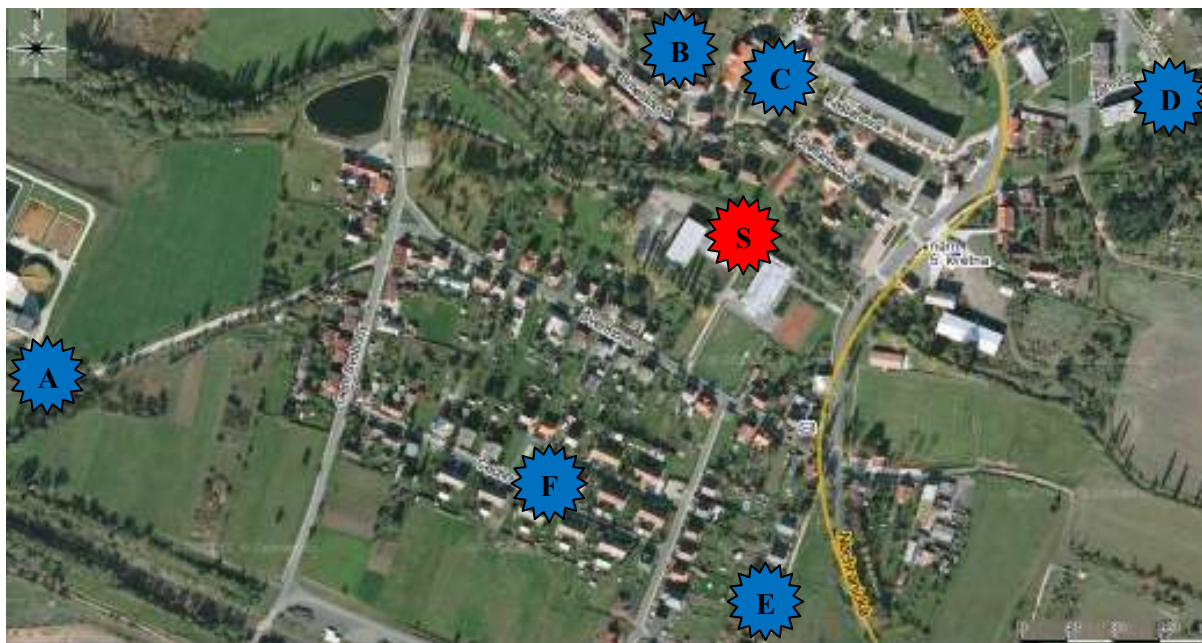
A – budova Všeobecné fakultní nemocnice (výška 25 m)

B – měřicí stanice v botanické zahradě (výška 4 m)

C – budova skladu Národního divadla (výška 18 m)

D – skleník (10 m)

2.2.2 Březno u Chomutova



Obr. 6: Rozmístění DustTraků v Březně

Vysvětlivky k obr. 3: S – měřicí stanice (výška 4 m)

A – ČOV (výška 6 m)

B – věž kostela (výška 20 m)

C – úřad (výška 6 m)

D – obytná oblast (výška 6 m)

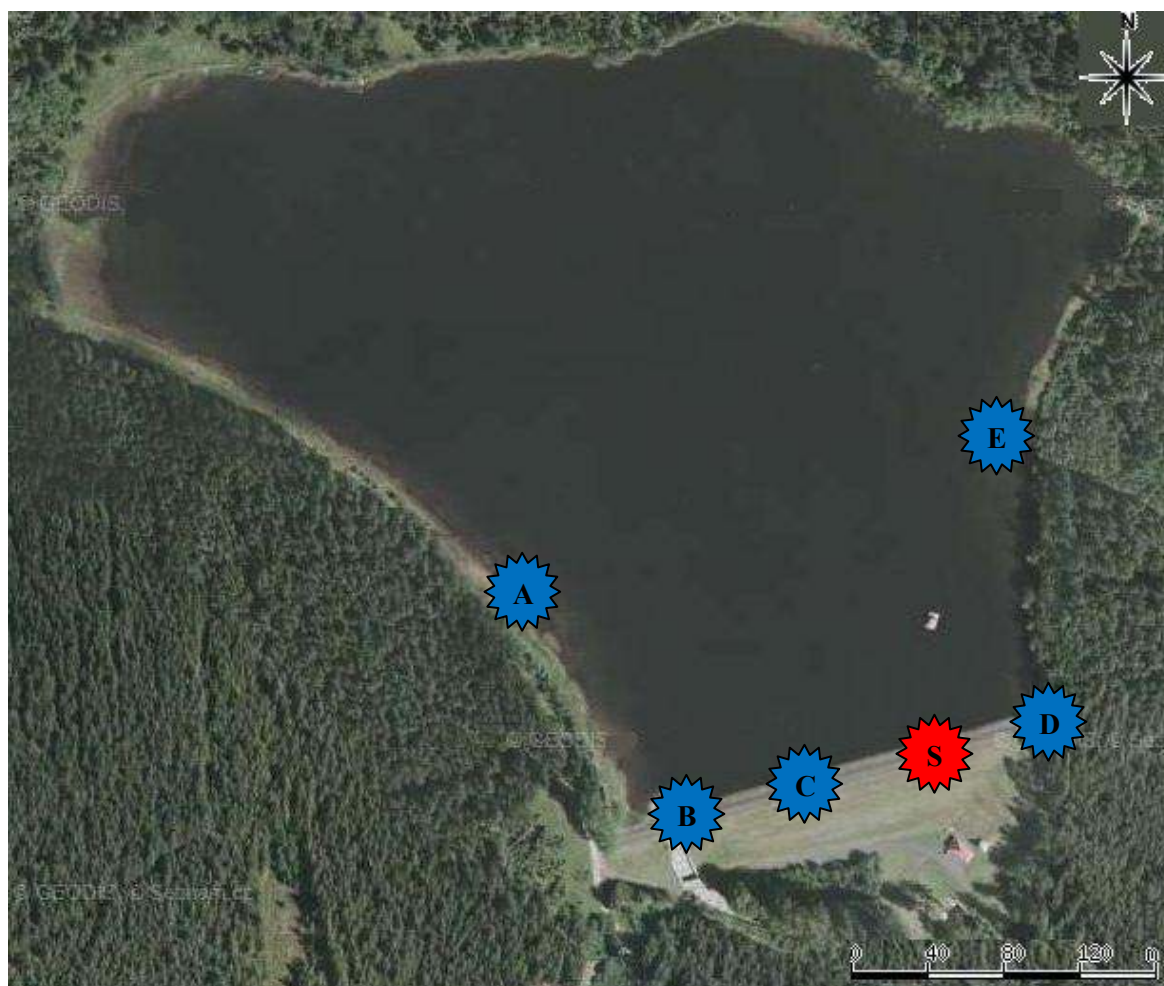
E – stará škola (výška 20 m)

F – okály (výška 5 m, pouze letní kampaň)



Obr. 7: Blízké okolí Března se zvýrazněnými zdroji atmosférického aerosolu

2.2.3 Láz

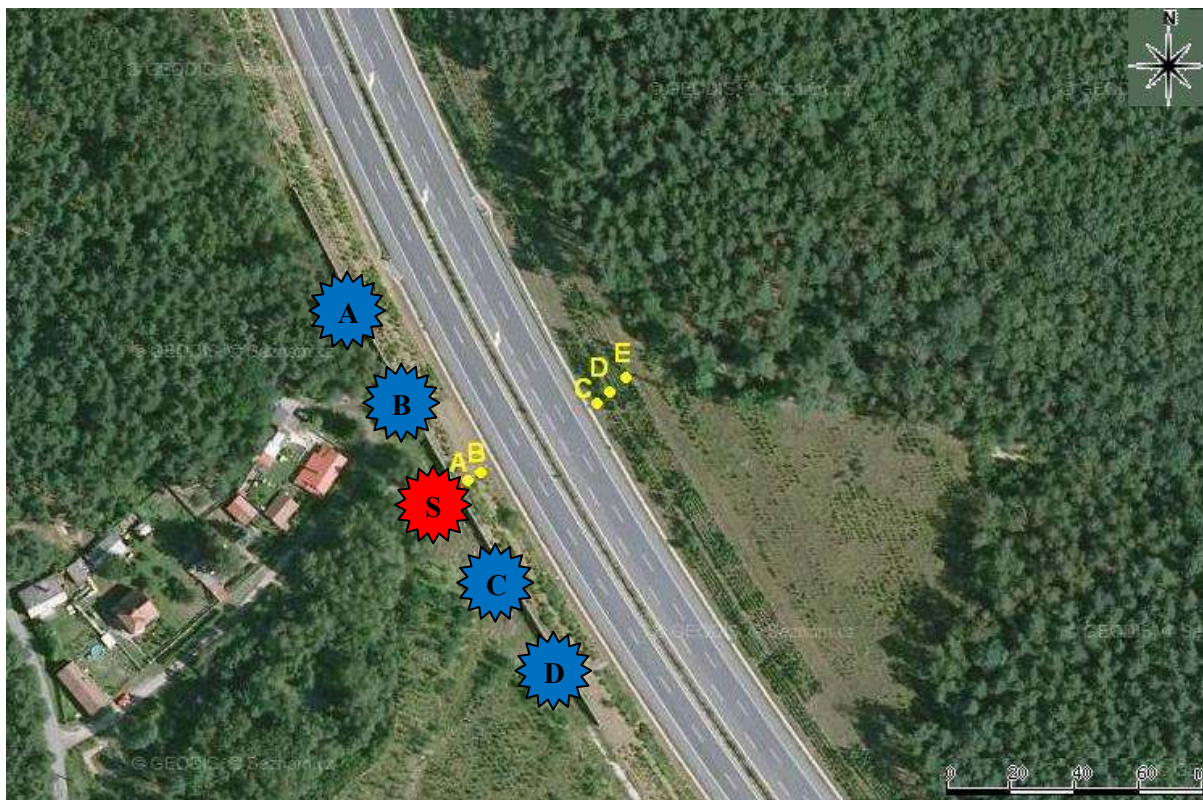


Obr. 8: Rozmístění DustTraků u vodní nádrže Láz

Vysvětlivky k obr. 5: S – měřicí stanice

- A – nádrž 1
- B – hráz 1
- C – hráz 2
- D – hráz – les
- E – nádrž 2

2.2.4 Dobré Štěstí



Obr. 9: Rozmístění DustTraků podél dálnice D5 (modrá) a měření U-profilu (žlutá)

Na lokalitě Dobré Štěstí probíhalo měření jednak podél dálnice, kdy byly přístroje umístěny na protihlukové stěně ve výšce čtyři metry nad zemí (tímto způsobem byly měřeny frakce PM_{10} i $PM_{2.5}$), a jednak měření koncentrací $PM_{2.5}$ v kolmém U-profilu dálnice. Měření proběhlo jedenkrát v létě a jedenkrát v zimě, vždy byla sbírána data po dobu 10 hodin. Během tohoto měření byl umístěn přístroj na stanovišti S ve výšce 4 m nad zemí a 14 m od kraje dálnice, na zbylých stanovištích byly DustTraky umístěny na tripodech ve výšce vstupu vzduchu do dýchacích cest. Stanoviště A, B, C, D a E byly od okraje dálnice vzdáleny 13 m, 7,5 m, 5 m, 11 m, respektive 18 m.

2.3 Zpracování dat

Výpočty a grafická znázornění byla prováděna pomocí tabulkového editoru Excel (Microsoft Office 2007), programu CoStat a CoPlot (CoHort Software).

2.3.1 Kolokace

Vzhledem k tomu, že jednotlivé DustTraky měří ve stejný čas a na stejném místě rozdílné koncentrace, bylo nezbytné je zkolokovat. Za tímto účelem proběhla 4 kolokační měření – v létě a zimě pro PM_1 i PM_{10} . Při každé kolokaci bylo získáno v průměru 93 hodnot. Jeden DustTrak byl vybrán jako referenční, k jeho naměřeným datům byla vztažena data ostatních přístrojů. K přepočtům byla použita mocninná regrese ($y=a*x^b$), podle které je koncentrace naměřená referenčním DustTrakem y rovna koncentraci x naměřené druhým přístrojem, upravené pomocí koeficientů a a b . Hodnota spolehlivosti se pohybovala v rozmezí $R^2 = 0,670 - 0,999$.

Po dosazení koeficientů a a b do rovnice $y=a*x^b$ bylo třeba vyjádřit x :

- 1) $x^b = y/a$
- 2) $b*\ln(x) = \ln(y/a)$
- 3) $\ln(x) = (1/b)*\ln(y/a)$
- 4) $x = \exp [(1/b)*\ln(y/a)]$

2.3.2 Výpočet chyby měření

Před analýzou dat pořádkovou statistikou byla určena celková standardní chyba Ch kolokovaných dat dle níže uvedených rovnic:

- 1) $S_{ey} = S_x * \sqrt{1 - r^2} * \sqrt{n / n - 2}$
- 2) $Ch = \sqrt{S_{ey}^2 + 1^2}$

Kde S_{ey} je standardní chyba regresní závislosti (*standard error of the estimate*) a S_x je odhad standardní směrodatné odchylky měřené hodnoty, přičemž chyba samotného DustTraku, který měří s přesností na $\pm 1 \mu g \cdot m^{-3}$, je 1. Relativní chyba měření se v létě pohybovala v rozmezí 4 – 9% pro PM_1 a 6 – 11% pro PM_{10} , v zimě pak 1 – 3% pro PM_1 a 1 – 5% v případě PM_{10} .

2.3.3 Wilcoxon

Kolmogorov-Smirnov test normality prokázal nenormální rozdělení dat. Po odebrání odlehlých hodnot (vzdálenost od bližšího kvartilu větší než jeden a půl násobek kvartilového

rozpětí) byl ke statistickému posouzení rozdílů mezi jednotlivými DustTraky s impaktory na PM_1 a PM_{10} použit neparametrický Wilcoxonův znaménkový test rozdílu pro 2 závislé výběry, rozlišující řazení (*Wilcoxon sign-ranks test for 2 dependent samples*). Jím získané z-skóre byly porovnány s kritickou hodnotou. V případě, že vypočtená z-skóree byla menší než kritická hodnota, byla zamítnuta nulová hypotéza o rovnosti a dat mezi dvěma stanovišti na téže lokalitě. Pro hladinu testu 0,05 je kritická hodnota z-skóre 1,96.

2.3.4 Výpočet skutečných hodnot PM_{10}

Vzhledem k tomu, že jsou DustTraky kalibrovány na tzv. Arizona dust road (ISO 12103-1, A1 test dust), jehož částice mají jinou hustotu, jiný refrakční index a jinou velikostní distribuci částic než běžný aerosol, měří v našich podmínkách vyšší PM než skutečné. Během měření s DustTraky měřil na stanovišti S (stanice) i beta prachoměr, jehož data byla využita pro výpočet převodních koeficientů. Vzhledem k tomu, že beta prachoměr pracuje na jiném principu než DustTraky, byla data přepočítána z pětiminutových intervalů na intervaly půlhodinové, s kterými byla provedena mocninná regrese.

Během zimní kampaně v Praze byly přepočty z beta prachoměru zatíženy závažnou systematickou chybou, což odhalilo až měření na poslední námi zvolené lokalitě, během zimní kampaně v Praze. Pro výpočet koeficientů proto byla pro tuto lokalitu použita, data z APS.

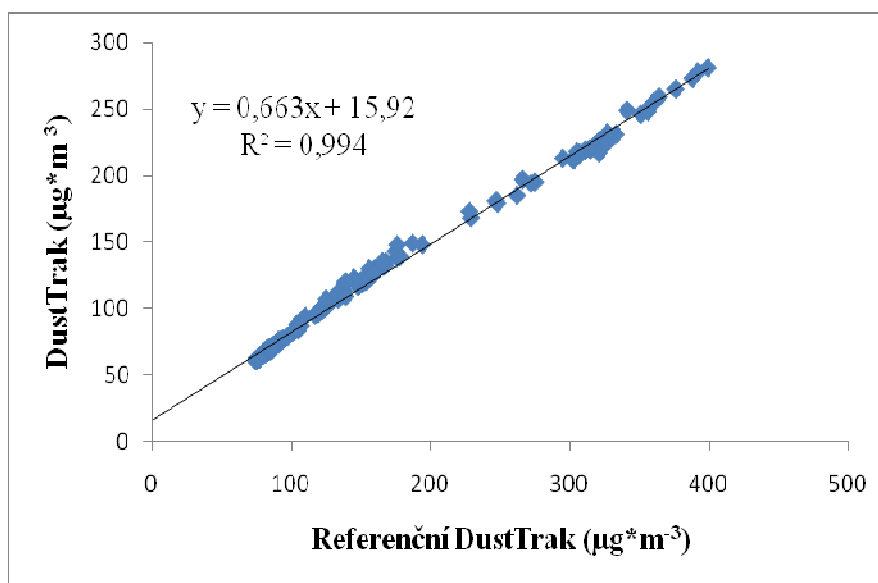
3. VÝSLEDKY

Kapitola je rozdělena na prezentaci výsledků z kolokačních měření a měření z terénu. V terénním měření je nejprve věnována pozornost PM_{10} . Na jednotlivých lokalitách je provedeno porovnání rozdílů v diferencích mezi jednotlivými měřicími stanovišti v letní a zimní sezóně s pomocí tabulek, které uvádějí z-skóre mezi jednotlivými stanovišti, dále s pomocí krabicových diagramů a grafu závislosti koncentrací jednotlivých stanovišť na čase (vždy byl vybrán jeden graf ilustrující 24 hod měření). Obdobným způsobem je zpracován oddíl věnující se PM_{10} .

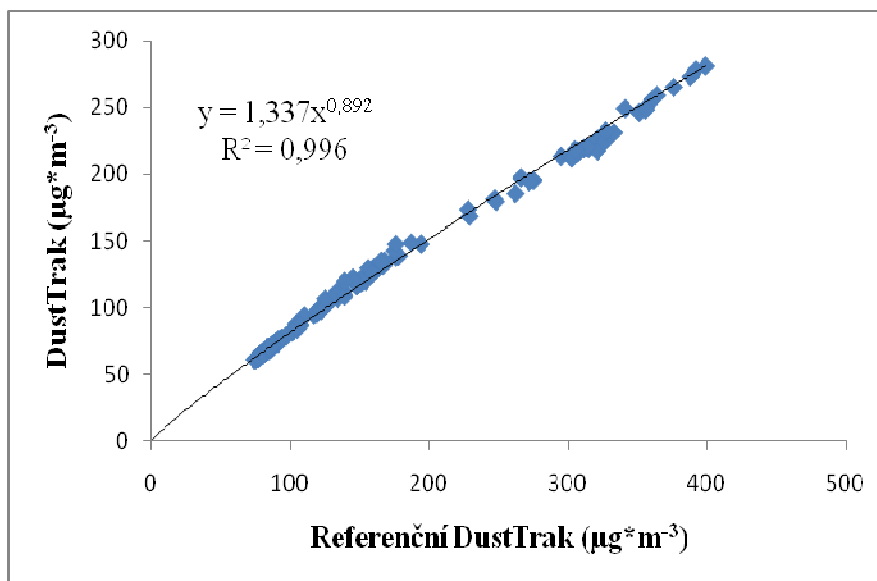
3.1 Kolokační měření

3.1.1 Kolokace DustTraků

Pro zkolokování DustTraků byla použita mocninná regrese, jež dosahovala vyšších hodnot spolehlivosti nežli prostá lineární regrese. Níže uvedené grafy podávají srovnání lineární a mocninné regrese.



Graf 1: Lineární regrese dvou DustTraků ze zimní kolokace PM_{10}



Graf 2: Mocninná regrese dvou DustTraků ze zimní kolokace PM₁₀

Koeficienty z letních kolokací dosahují vyšších hodnot, než ty ze zimních. Regresní koeficienty pro PM₁ se v létě pohybují mezi 0,759 a 2,949, kdežto v zimě mezi 0,579 a 1,127. Obdobně pro PM₁₀ v létě od 0,326 do 2,790 a v zimě od 0,810 do 1,337. Celkový přehled podává tabulka 4.

Tab. 4: Koeficienty a hodnoty spolehlivosti mocninné regrese

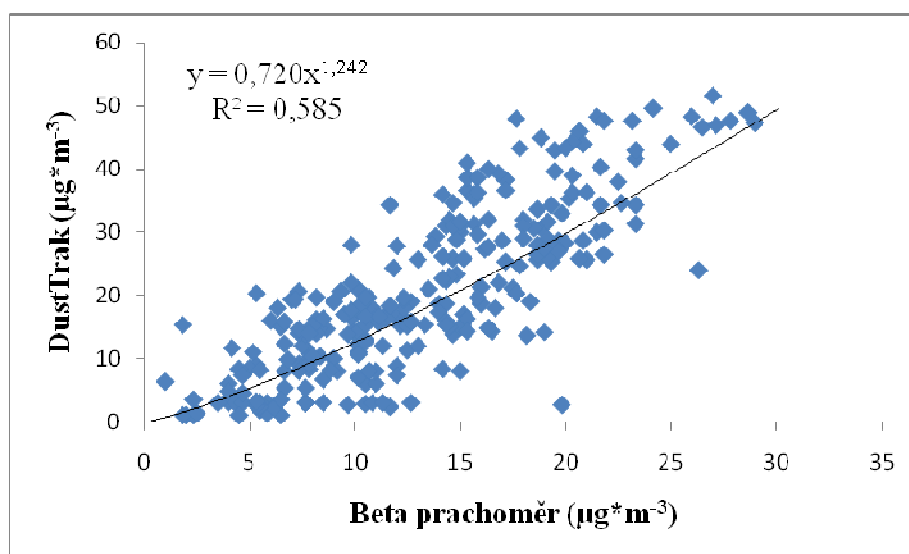
DustTrak	LÉTO						ZIMA					
	PM ₁			PM ₁₀			PM ₁			PM ₁₀		
	a	b	r ²	a	b	r ²	a	b	r ²	a	b	r ²
I	1,64	0,83	0,96	0,54	1,18	0,82	1,13	0,96	0,99	1,13	0,97	0,99
II	1,08	0,91	0,95	0,33	1,29	0,79	0,90	0,98	0,99	1,34	0,89	0,99
III	2,37	0,94	0,98	2,79	0,83	0,67	---	---	---	---	---	---
IV	2,95	0,69	0,96	1,92	0,83	0,69	0,70	1,05	0,99	0,81	1,01	0,99
V	0,76	1,01	0,97	0,54	1,07	0,83	0,58	1,02	0,99	1,07	0,93	0,99
VI	1,04	0,88	0,97	0,79	0,91	0,75	0,73	0,95	0,99	1,09	0,87	0,99

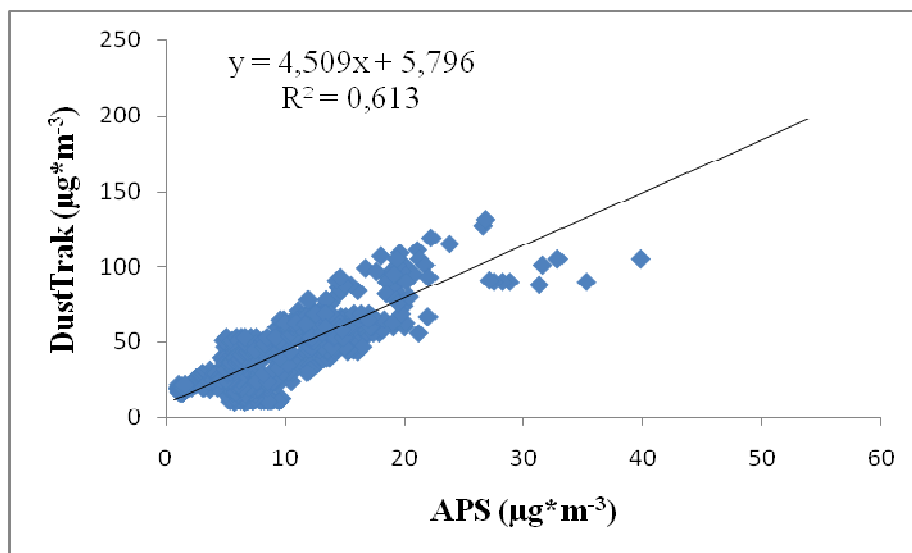
Tab. 5: Celková standardní chyba naměřených dat

DustTrak	LÉTO		ZIMA	
	PM ₁	PM ₁₀	PM ₁	PM ₁₀
I	7,5%	9,4%	1,3%	3,4%
II	9,2%	10,9%	1,1%	4,2%
III	3,8%	6,3%	0,7%	0,8%
IV	4,8%	7,4%	---	---
V	6,3%	7,8%	1,9%	2,7%
VI	8,1%	10,5%	3,1%	4,7%
VII	8,4%	11,4%	2,7%	4,6%

3.1.2 Regresní vyhodnocení s beta prachoměrem

Pro umožnění přepočtu PM₁₀ naměřeného DustTraky na skutečné hodnoty bylo využito srovnání se standardizovaným měřením pomocí beta prachoměru, který měřil na stanovištích S. Grafy 3 znázorňuje mocninnou regresi mezi DustTrakem a beta prachoměrem v Praze, kde v létě 2009 celé měření začínalo. V zimě 2010 celé měření končilo opět v Praze, ale data z tohoto měření byla zatížena systematickou chybou. K odhalení této chyby bylo provedeno srovnání dat s dalším přístrojem – APS. Toto srovnání odhalilo systematickou chybu v datech naměřených beta prachoměrem. Pro výpočet koeficientů tak byla, pro tuto poslední lokalitu, použita data z APS. Vzhledem k vyššímu detekčnímu limitu APS oproti DustTraku (u APS 530 nm a 780 nm u DustTraku), byl získán vyšší koeficient než by tomu bylo v případě standardní metody. Tím pádem byly získány přepočtené hodnoty o něco nižší, než jsou hodnoty skutečné.

**Graf 3:** Mocninná regrese PM₁₀ měřené DustTrakem a beta prachoměrem, Praha, léto



Graf 4: Lineární regrese PM₁₀ měřené DustTrakem a APS, Praha, zima

Tab. 6: Koeficienty mocninné regrese DustTraku a beta prachoměru

LOKALITA	LÉTO			ZIMA		
	a	b	R ²	a	b	R ²
Praha	0,72	1,24	0,59	391*	-0,68*	0,46*
Březno	13,41	0,35	0,45	7,36	0,80	0,67
Láz	4,38	0,62	0,27	9,58	0,42	0,36
Dobré Štěpí	2,91	1,02	0,34	15,29	0,44	0,43

*=korekce pomocí regrese s APS

Výše uvedená tabulka 5 uvádí koeficienty z mocninné regrese DustTraku s beta prachoměrem. Výjimkou je měření, které probíhalo v zimě v Praze (zvýrazněná oblast). Tyto koeficienty byly nahrazeny koeficienty získanými z lineární regrese s APS. Jejich hodnoty jsou následující: a = 4,51; b = 5,80; při R² = 0,61.

3.2 PM₁

3.2.1 Praha

Výsledky měření PM₁ v Praze se v obou sezónách shodují v tom, že mezi jednotlivými stanovišti není statisticky významný rozdíl. To dokládají níže uvedené tabulky z-skór, kde ani v jednom případě není překročena kritická hodnota 1,96. Vyšší hodnoty z-skór pak vykazuje letní měření, což znamená vyšší míru shody oproti zimním měsícům.

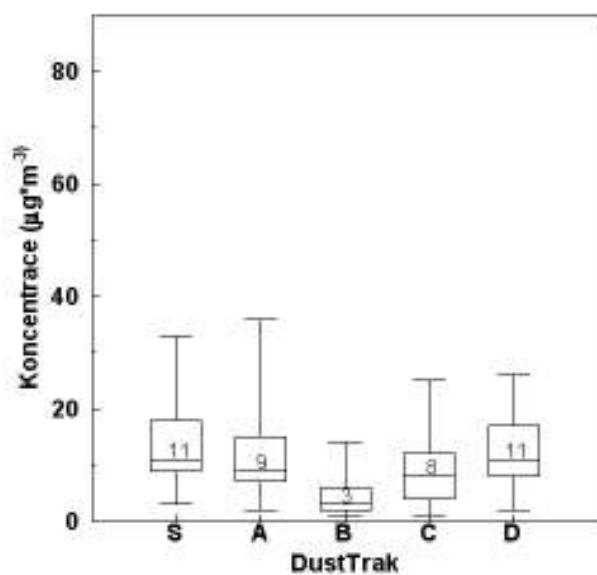
Tab. 7: Z-skóre, Praha, léto

	S	A	B	C	D
S		30,7	34,5	32,1	9,3
A	30,7		34,5	22,2	28,3
B	34,5	34,5		34,0	34,5
C	32,1	22,2	34,0		27,5
D	9,3	28,3	34,5	27,5	

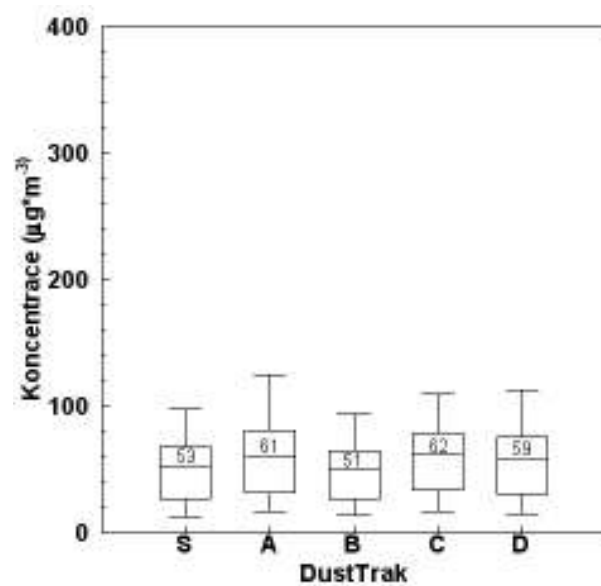
Tab. 8: Z-skóre, Praha, zima

	S	A	B	C	D
S		17,8	10,7	17,8	17,7
A	17,8		17,8	2,9	15,3
B	10,7	17,8		17,8	17,5
C	17,8	2,9	17,8		15,7
D	17,7	15,3	17,5	15,7	

Během letního měření se mediány pohybovaly okolo 10 µg*m⁻³, s výjimkou stanoviště B (botanická zahrada), z něhož naměřeným hodnotám odpovídá medián zhruba třikrát nižší (obr. 10). Obdobně zůstává medián tohoto stanoviště nejnižším i v datech ze zimního měření. V tomto případě ale rozdíl není tak výrazný.

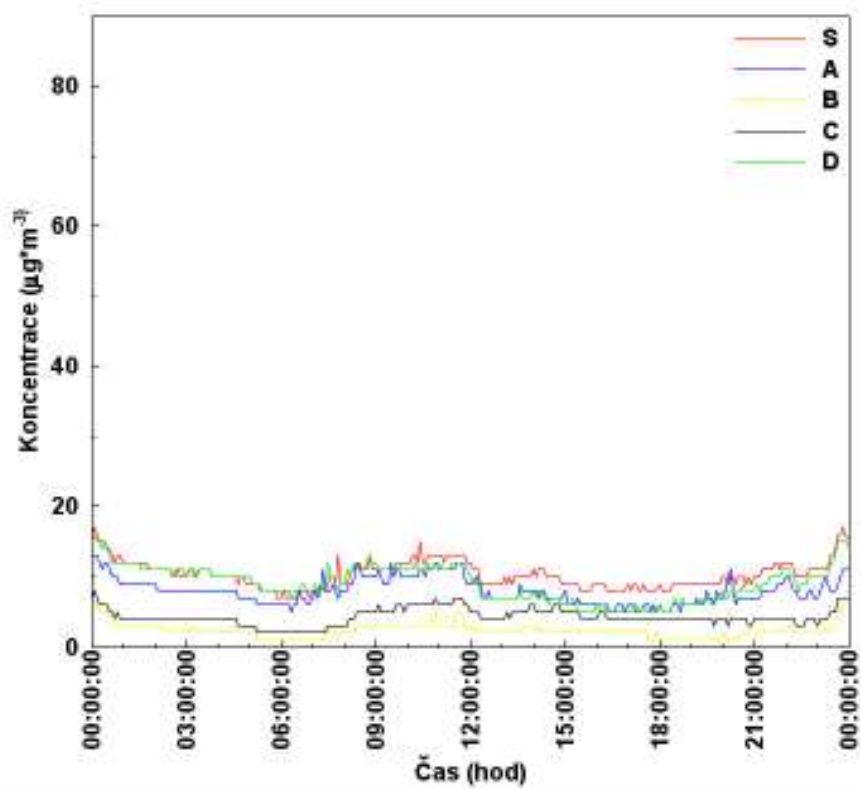


Obr. 10: Krabicový diagram PM_{10} , Praha, léto

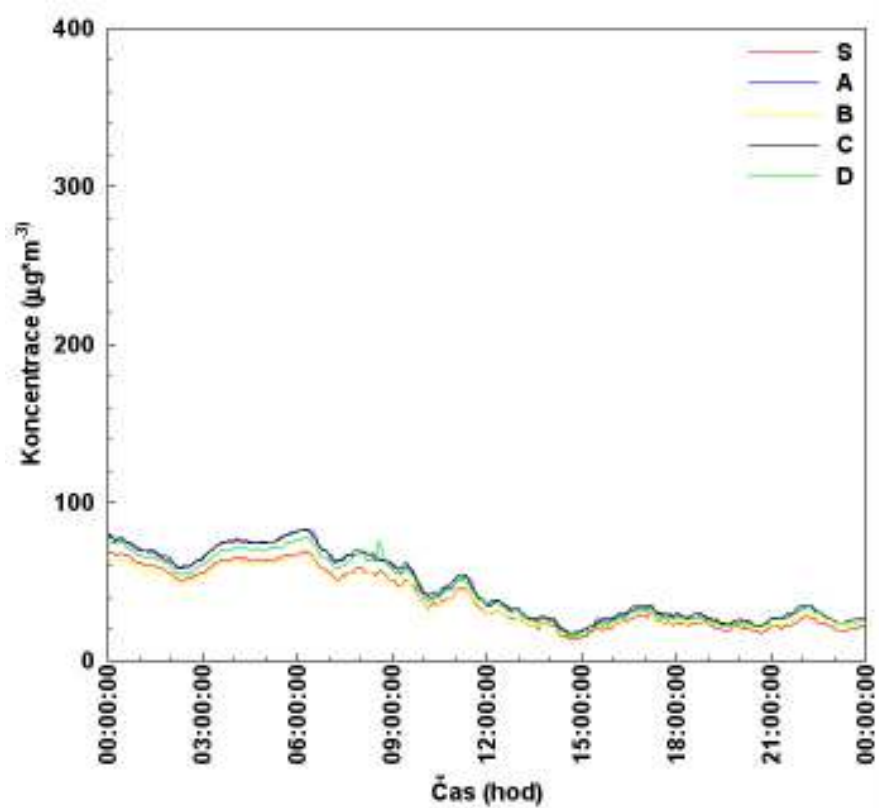


Obr. 11: Krabicový diagram PM_{10} , Praha, zima

Níže uvedené grafy ilustrují průběh koncentrací jednotlivých DustTraků z vybraného dne z letní, respektive zimní kampaně. Koncentrace ze zimního měření jsou několikanásobně vyšší a mají výrazně větší dynamiku. Diference mezi jednotlivými stanovišti zůstávají stejné. Při vyšších koncentracích roste rozdíl v naměřených hodnotách.



Graf 5: Koncentrace PM₁ v Praze, léto, 4. 6. 2009



Graf 6: Koncentrace PM₁ v Praze, zima, 13. 3. 2010

3.2.2 Březno u Chomutova

Níže uvedené tabulky 8 a 9 prezentují z-skóre z měření na malém městě v Březně. Na 95% hladině spolehlivosti byl zjištěn statistický významný rozdíl pouze mezi dvěma stanovišti během zimního měření (tab. 9). Jedná se o zvýrazněné hodnoty 1,8 pro stanoviště D (obytná čtvrť) a E (stará škola). Chyba měření mezi přístroji umístěných na těchto stanovištích činí 3,4%. Pokud zahrneme tuto chybu, sníží se kritická hodnota z 1,96 na 1,73, což znamená, že i v případě těchto stanovišť se nebude jednat o statisticky významný rozdíl.

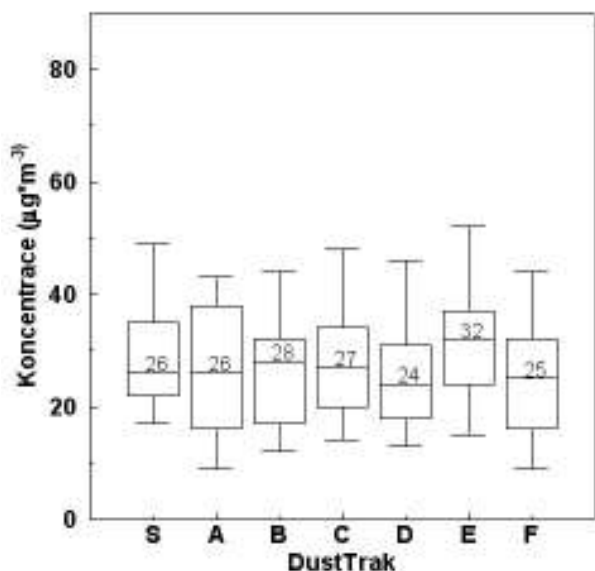
Tab. 9: Z-skóre, Březno, léto

	S	A	B	C	D	E	F
S		8,7	19,2	9,8	23,9	21,1	21,4
A	8,7		5,7	5,0	12,0	20,8	18,4
B	19,2	5,7		17,2	13,5	25,1	12,9
C	9,8	5,0	17,2		22,8	21,3	21,2
D	23,9	12,0	13,5	22,8		25,4	4,5
E	21,1	20,8	25,1	21,3	25,4		24,3
F	21,4	18,4	12,9	21,2	4,5	24,3	

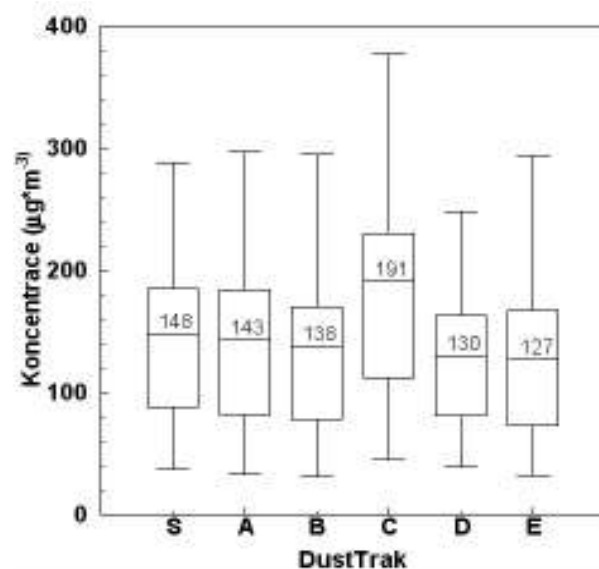
Tab. 10: Z-skóre, Březno, zima

	S	A	B	C	D	E
S		5,9	12,2	21,4	17,9	21,1
A	5,9		7,6	23,7	14,2	17,4
B	12,2	7,6		23,6	8,4	11,5
C	21,4	23,7	23,6		23,2	23,3
D	17,9	14,2	8,4	23,2		1,8
E	21,1	17,4	11,5	23,3	1,8	

V zimě byly oproti létu měřeny hodnoty až o řád vyšší. Stanoviště C (úřad) v zimě vykazuje větší míru variability a o 38% vyšší medián oproti ostatním stanovištím.

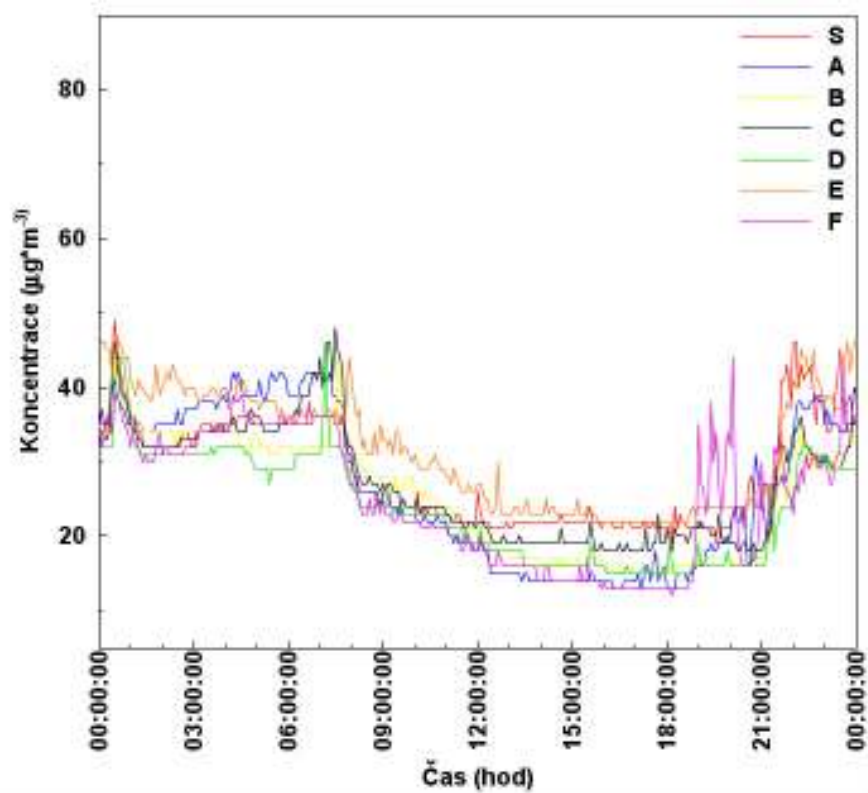


Obr. 12: Krabicový diagram PM₁, Březno, léto

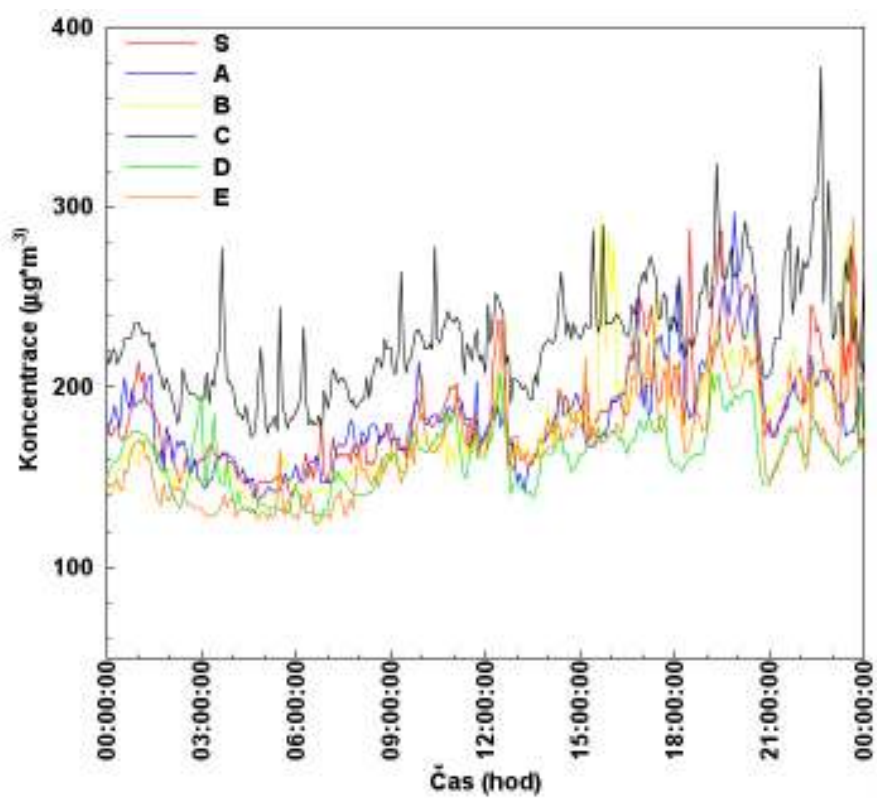


Obr. 13: Krabicový diagram PM₁, Březno, zima

Průběh měřených koncentrací ukazují níže uvedené grafy 8 a 9. Na grafu 9 je zřetelně viditelná vyšší variabilita v průběhu zimního měření.



Graf 7: Koncentrace PM₁ v Březně, léto, 8. 8. 2009



Graf 8: Koncentrace PM₁ v Březně, zima, 12. 1. 2010

3.2.3 Láz

Níže uvedené tabulky 10 a 11 prezentují z-skóre z pozad'ové lokality Láz. Na 95% hladině spolehlivosti nebyly prokázány statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými stanovišti této lokality.

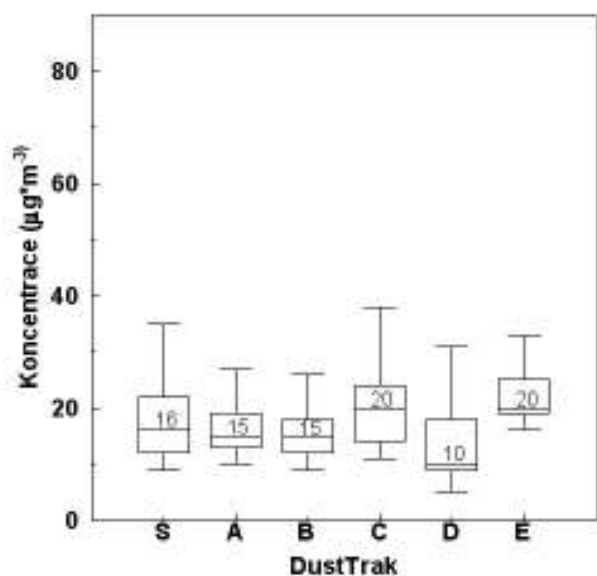
Tab. 11: Z-skóre, Láz, léto

	S	A	B	C	D	E
S		9,7	14,1	12,3	15,7	14,8
A	9,7		9,2	16,6	11,3	17,2
B	14,1	9,2		17,0	10,1	17,2
C	12,3	16,6	17,0		16,7	11,3
D	15,7	11,3	10,1	16,7		17,2
E	14,8	17,2	17,2	11,3	17,2	

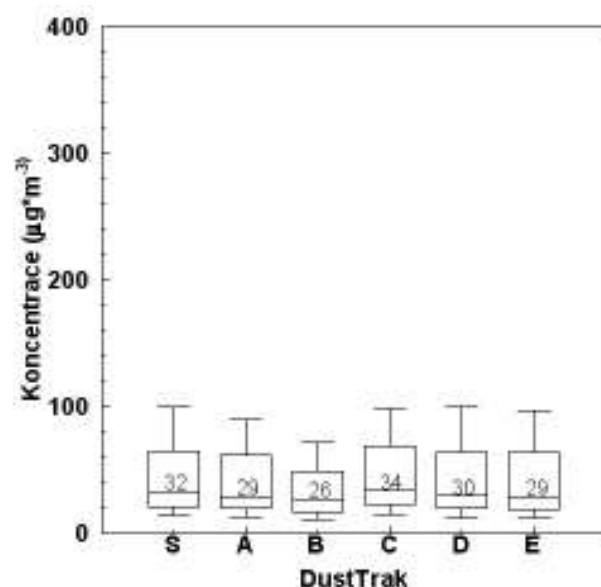
Tab. 12: Z-skóre, Láz, zima

	S	A	B	C	D	E
S		13,1	15,9	11,2	10,0	3,8
A	13,1		15,8	15,9	8,2	5,1
B	15,9	15,8		15,9	15,9	15,7
C	11,2	15,9	15,9		13,9	6,8
D	10,0	8,2	15,9	13,9		2,4
E	3,8	5,1	15,7	6,8	2,4	

I na této lokalitě jsou zimní koncentrace PM₁ vyšší než koncentrace naměřené během letní kampaně.

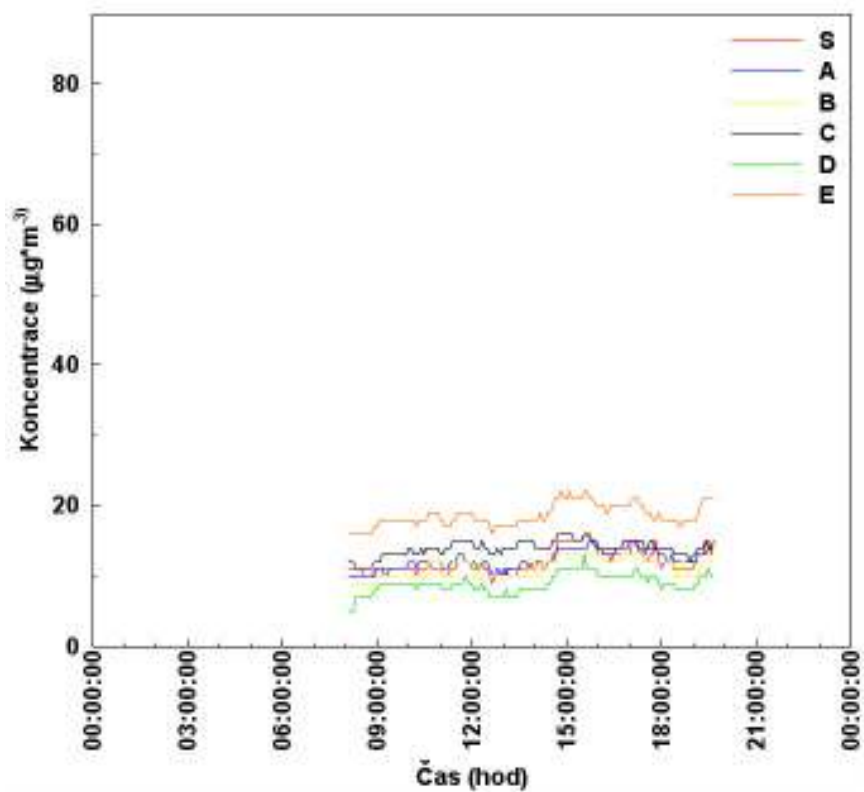


Obr. 14: Krabicový diagram PM₁, Láz, léto

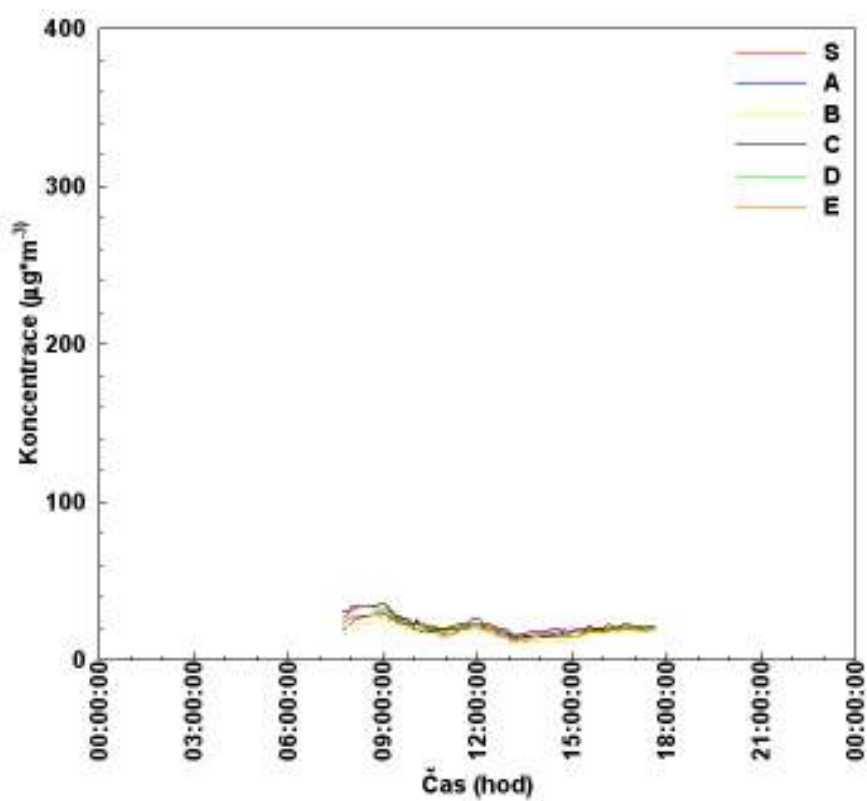


Obr. 15: Krabicový diagram PM₁, Láz, zima

Níže uvedené grafy závislosti koncentrací naměřených na jednotlivých stanovištích na čase ukazují na velmi nízkou variabilitu.



Graf 9: Koncentrace PM₁ na Lázu, léto, 26. 8. 2009



Graf 10: Koncentrace PM₁ na Lázu, zima, 21. 2. 2010

3.2.4 Dobré Štěstí

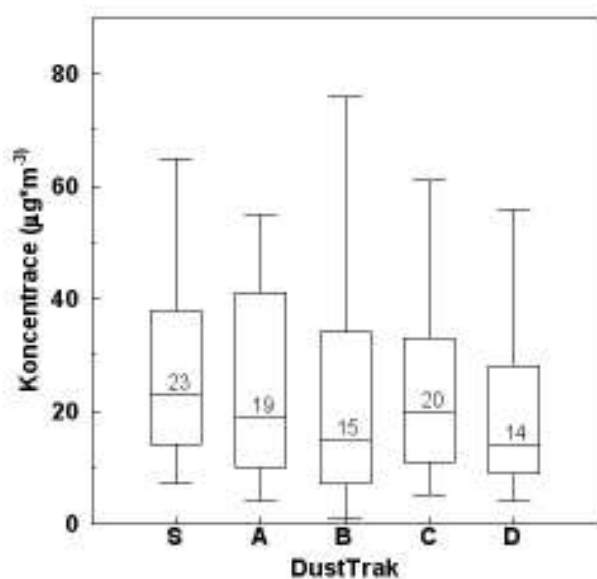
Níže uvedené tabulky 12 a 13 prezentují z-skóre z měření u dálnice na Dobrém Štěstí. Na 95% hladině pravděpodobnosti nebyly prokázány statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými stanovišti této lokality.

Tab. 13: Z-skóre, Dobré Štěstí, léto

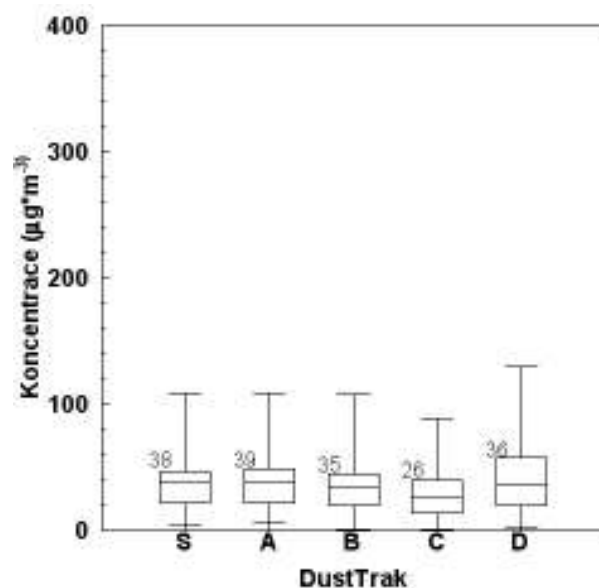
	S	A	B	C	D
S		8,0	22,6	22,0	21,3
A	8,0		21,9	9,0	18,7
B	22,6	21,9		17,6	5,9
C	22,0	9,0	17,6		10,7
D	21,3	18,7	5,9	10,7	

Tab. 14: Z-skóre, Dobré Štěstí, zima

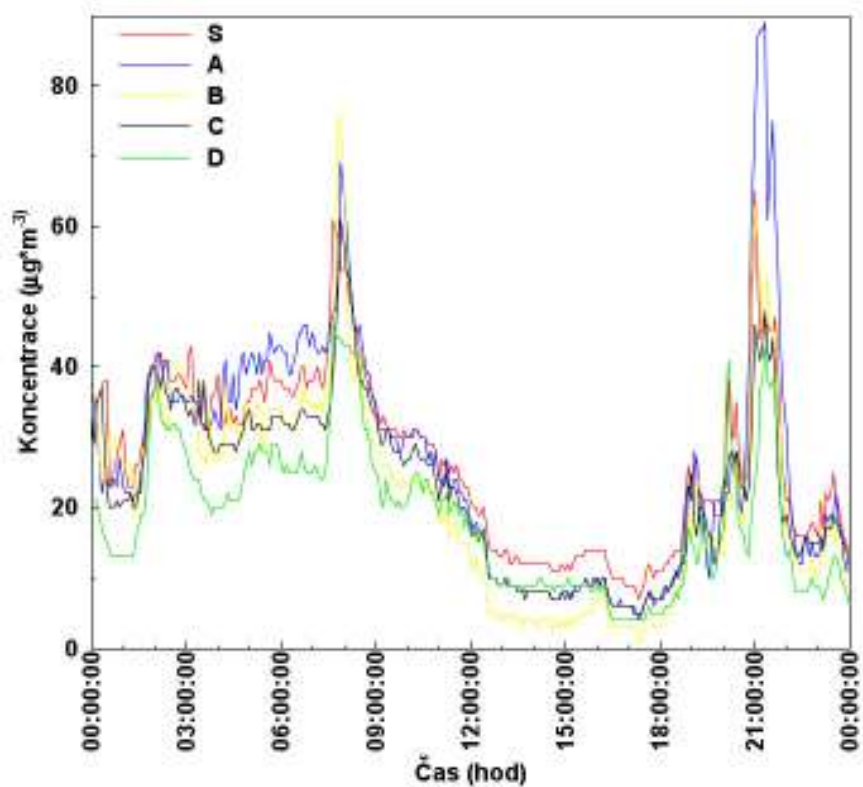
	S	A	B	C	D
S		7,1	13,2	21,9	10,2
A	7,1		13,6	21,5	7,7
B	13,2	13,6		15,4	11,9
C	21,9	21,5	15,4		22,0
D	10,2	7,7	11,9	22,0	



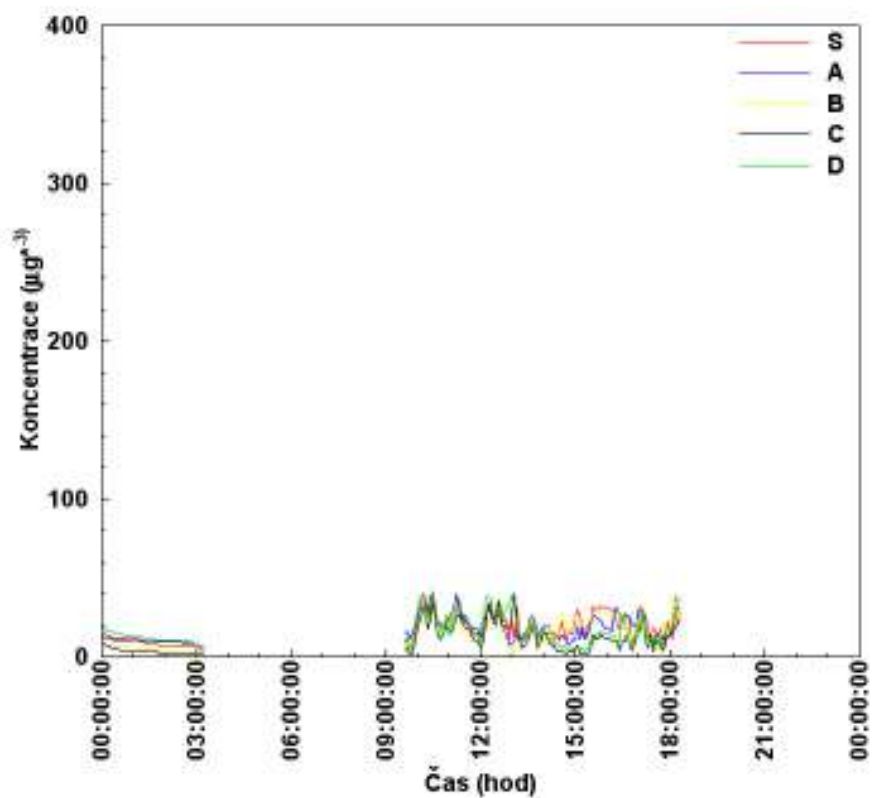
Obr. 16: Krabicový diagram PM₁, Dobré Štěstí, léto



Obr. 17: Krabicový diagram PM₁, Dobré Štěstí, zima



Graf 11: Koncentrace PM₁ na Dobrém Štěstí, léto, 13. 9. 2009



Graf 12: Koncentrace PM₁ na Dobrém Štěstí, zima, 3. 2. 2010

3.2.5 Dobré Štěstí – U-profil

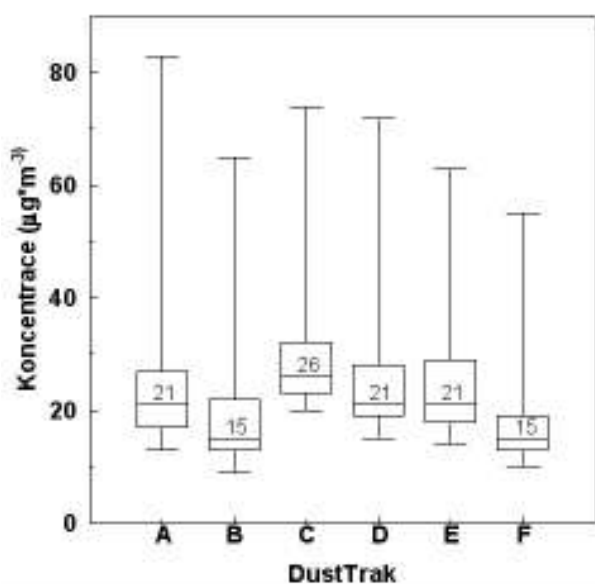
Níže uvedené tabulky 14 a 15 prezentují z-skóre z měření U-profilu dálnice na Dobrém Štěstí. Hodnoty z-skór jsou v porovnání s ostatními lokalitami nízké, nepřekračují hodnotu 10. Během letního měření byl dokonce prokázán, na 95% hladině spolehlivosti, statisticky významný rozdíl ve třech a během zimního měření v jednom případě.

Tab. 15: Z-skóre, Dobré Štěstí – U-profil,
léto

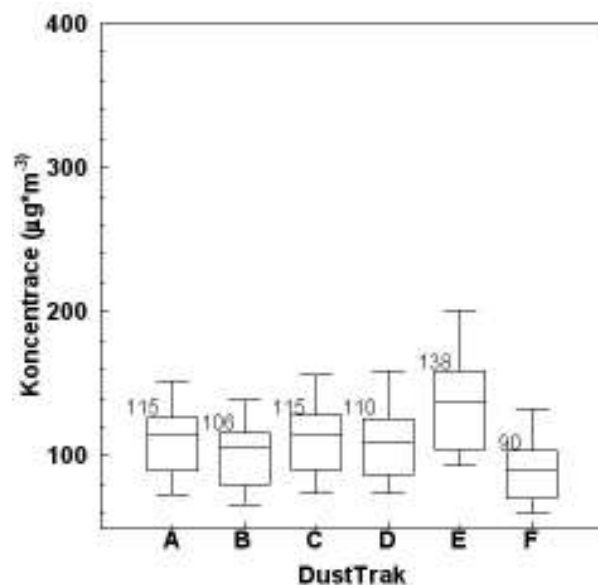
	A	B	C	D	E	F
A		8,9	7,1	0,5	1,5	8,9
B	8,9		8,9	8,2	8,7	4,0
C	7,1	8,9		8,6	8,6	8,9
D	0,5	8,2	8,6		0,6	8,8
E	1,5	8,7	8,6	0,6		8,9
F	8,9	4,0	8,9	8,8	8,9	

Tab. 16: Z-skóre, Dobré Štěstí – U-profil,
zima

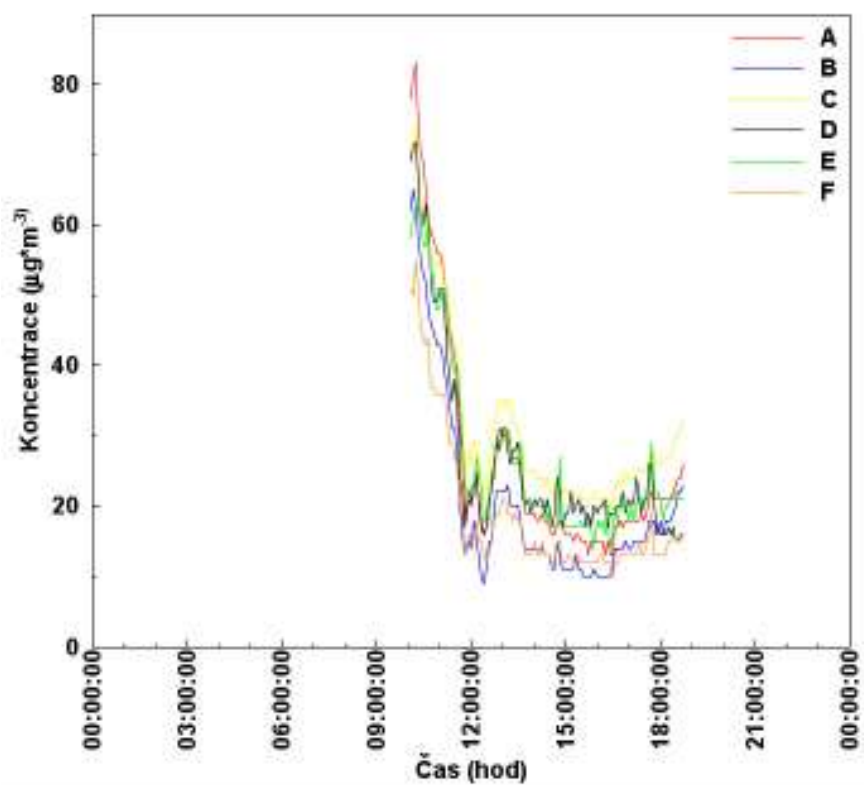
	A	B	C	D	E	F
A		9,6	0,5	4,8	9,6	9,5
B	9,6		9,5	9,1	9,6	9,1
C	0,5	9,5		5,0	9,6	9,5
D	4,8	9,1	5,0		9,6	9,6
E	9,6	9,6	9,6	9,6		9,6
F	9,5	9,1	9,5	9,6	9,6	



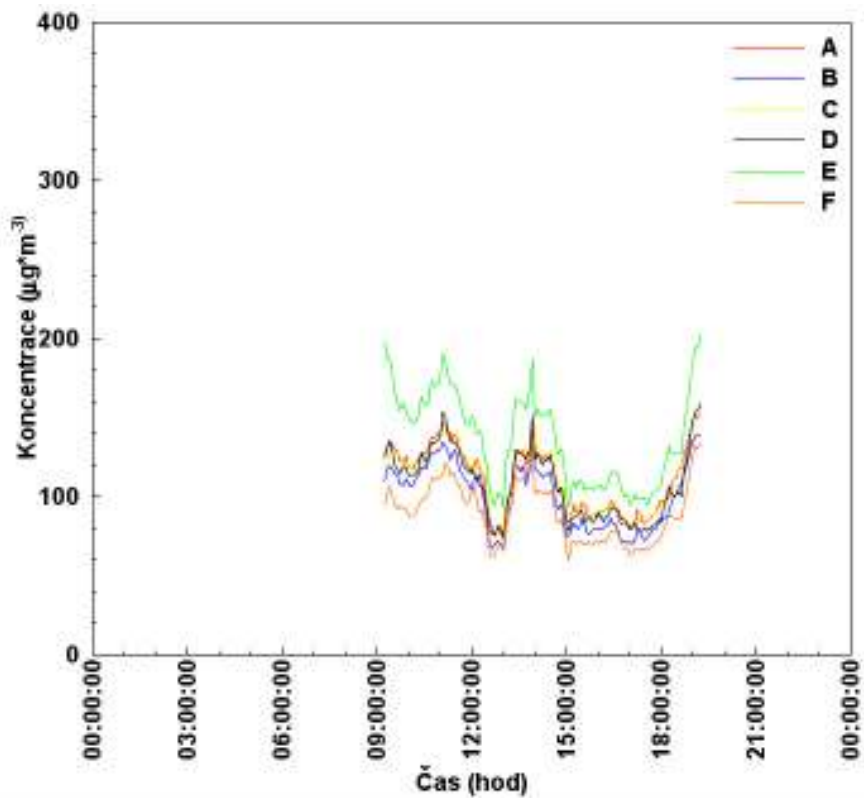
Obr. 18: Krabicový diagram PM₁,
Dobré Štěstí – U-profil, léto



Obr. 19: Krabicový diagram PM₁,
Dobré Štěstí – U-profil, zima



Graf 13: Koncentrace PM₁ na Dobřem Štěstí – U-profil, léto, 25. 9. 2009



Graf 14: Koncentrace PM₁ na Dobřem Štěstí – U-profil, zima, 4. 2. 2010

3.3 PM₁₀

3.3.1 Praha

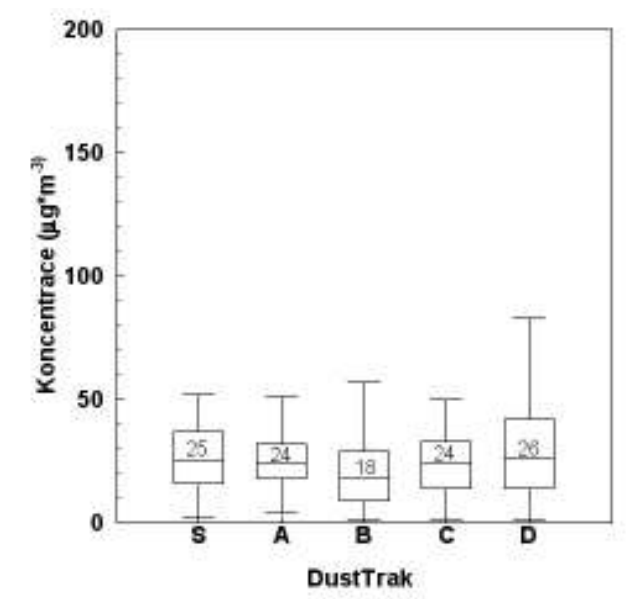
Níže uvedené tabulky 16 a 17 prezentují z-skóre z měření PM₁₀ v Praze. Na 95% hladině spolehlivosti nejsou rozdíly mezi jednotlivými stanovišti statisticky významné.

Tab. 17: Z-skóre, Praha, léto

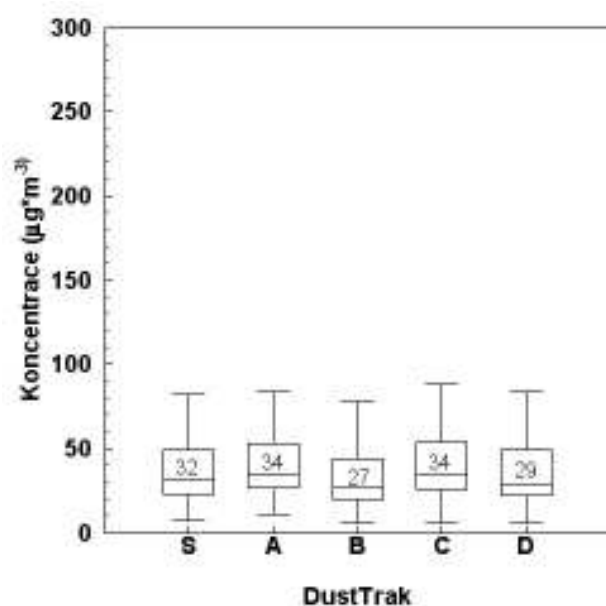
	S	A	B	C	D
S		15,5	34,6	26,7	10,2
A	15,5		31,5	8,7	13,7
B	34,6	31,5		29,7	34,2
C	26,7	8,7	29,7		19,2
D	10,2	13,7	34,2	19,2	

Tab. 18: Z-skóre, Praha, zima

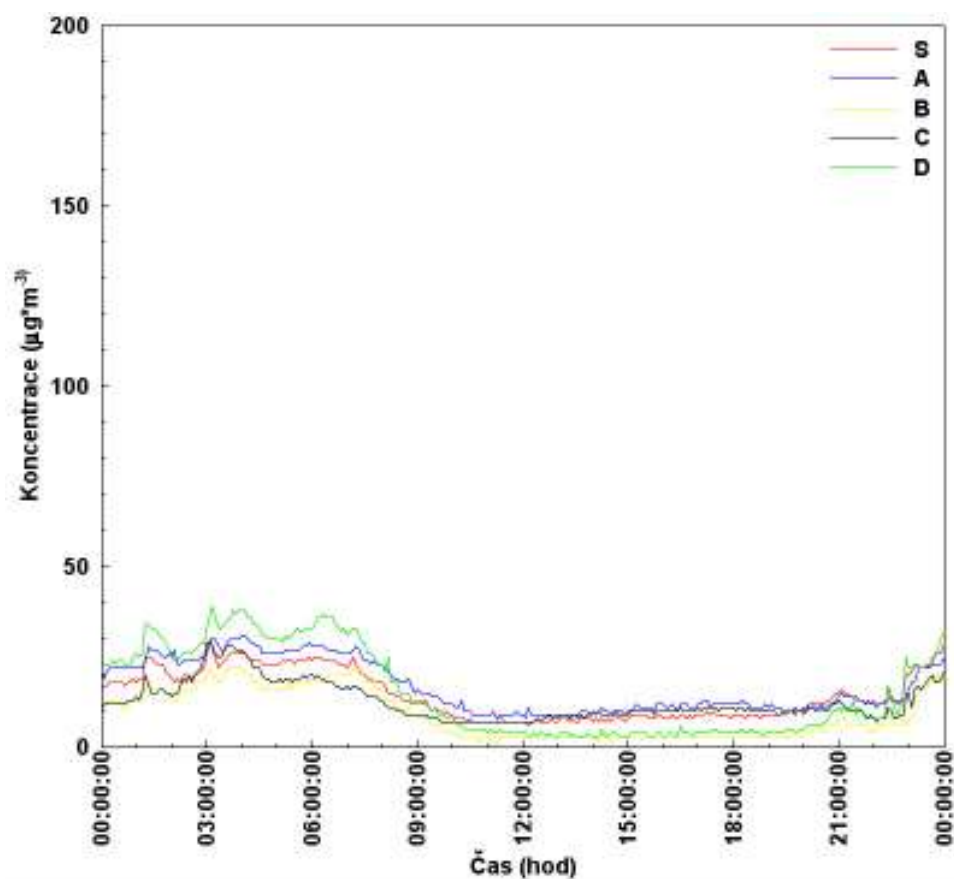
	S	A	B	C	D
S		14,3	20,9	15,8	7,5
A	14,3		20,9	5,0	17,5
B	20,9	20,9		20,9	20,1
C	15,8	5,0	20,9		19,1
D	7,5	17,5	20,1	19,1	



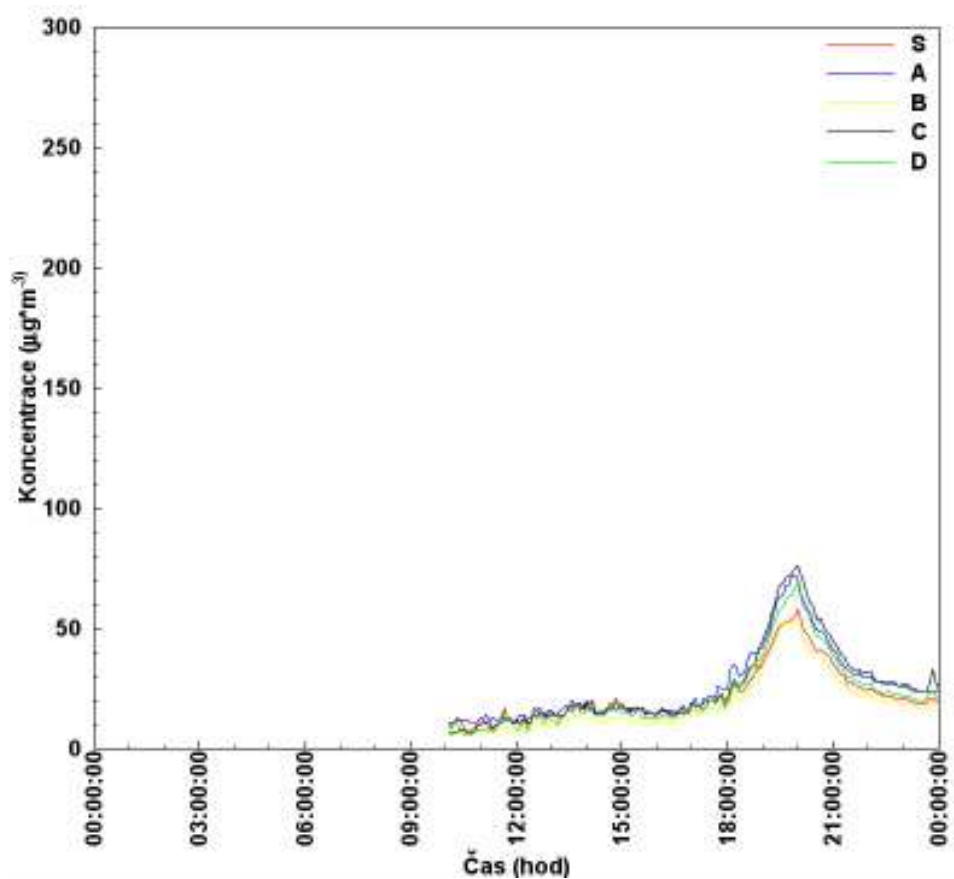
Obr. 20: Krabicový diagram PM₁₀, Praha, léto



Obr. 21: Krabicový diagram PM₁₀, Praha, zima



Graf 15: Koncentrace PM₁₀ v Praze, léto, 13. 6. 2009



Graf 16: Koncentrace PM₁₀ v Praze, zima, 15. 3. 2010

3.3.2 Březno u Chomutova

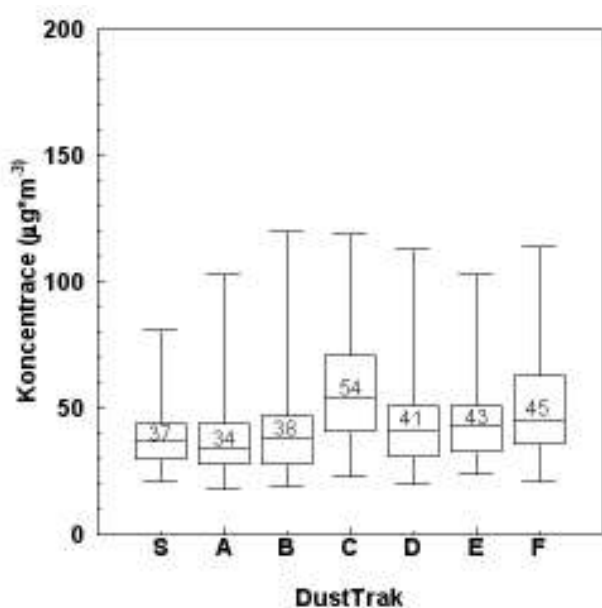
Níže uvedené tabulky 18 a 19 prezentují z-skóre z měření PM₁₀ v Březně. Na 95% hladině spolehlivosti nejsou rozdíly mezi jednotlivými stanovišti statisticky významné. Pouze v zimě byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi stanovištěm S (stanice) a B (věž kostela).

Tab. 19: Z-skóre, Březno, léto

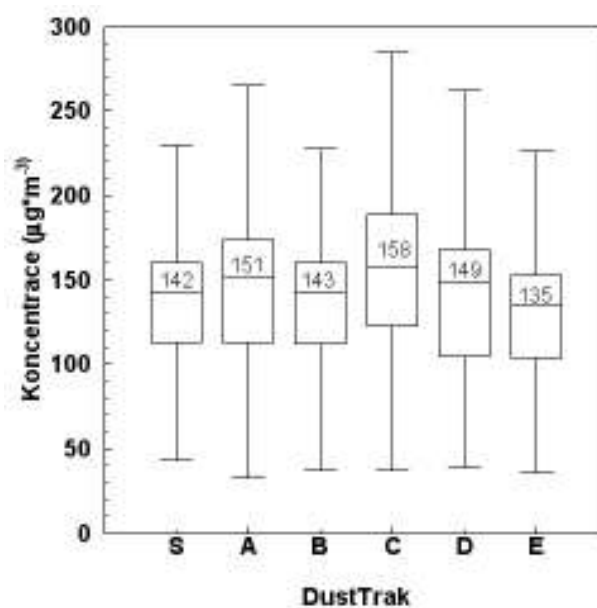
	S	A	B	C	D	E	F
S		11,5	5,5	25,4	18,9	21,6	24,6
A	11,5		9,9	23,4	17,4	21,8	24,7
B	5,5	9,9		24,4	14,9	13,5	20,7
C	25,4	23,4	24,4		25,2	21,1	13,4
D	18,9	17,4	14,9	25,2		3,9	19,1
E	21,6	21,8	13,5	21,1	3,9		16,2
F	24,6	24,7	20,7	13,4	19,1	16,2	

Tab. 20: Z-skóre, Březno, zima

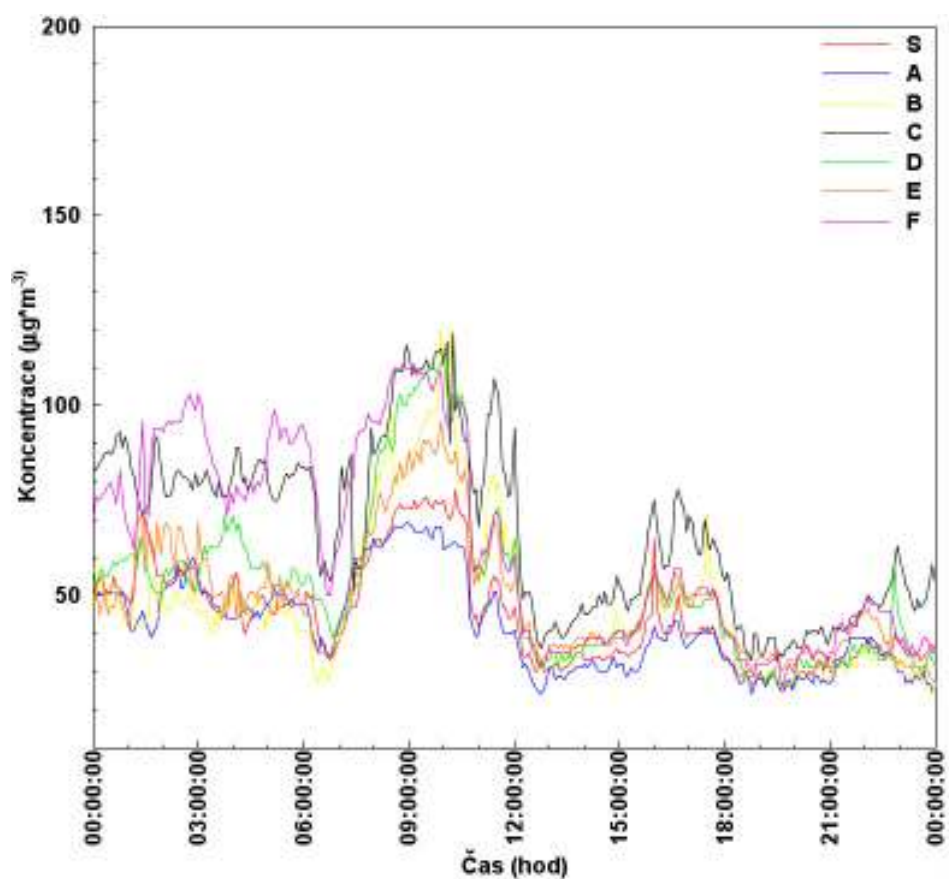
	S	A	B	C	D	E
S		9,5	0,6	17,8	4,0	18,0
A	9,5		13,2	11,3	6,5	18,4
B	0,6	13,2		20,1	4,4	14,8
C	17,8	11,3	20,1		13,3	22,3
D	4,0	6,5	4,4	13,3		16,5
E	18,0	18,4	14,8	22,3	16,5	



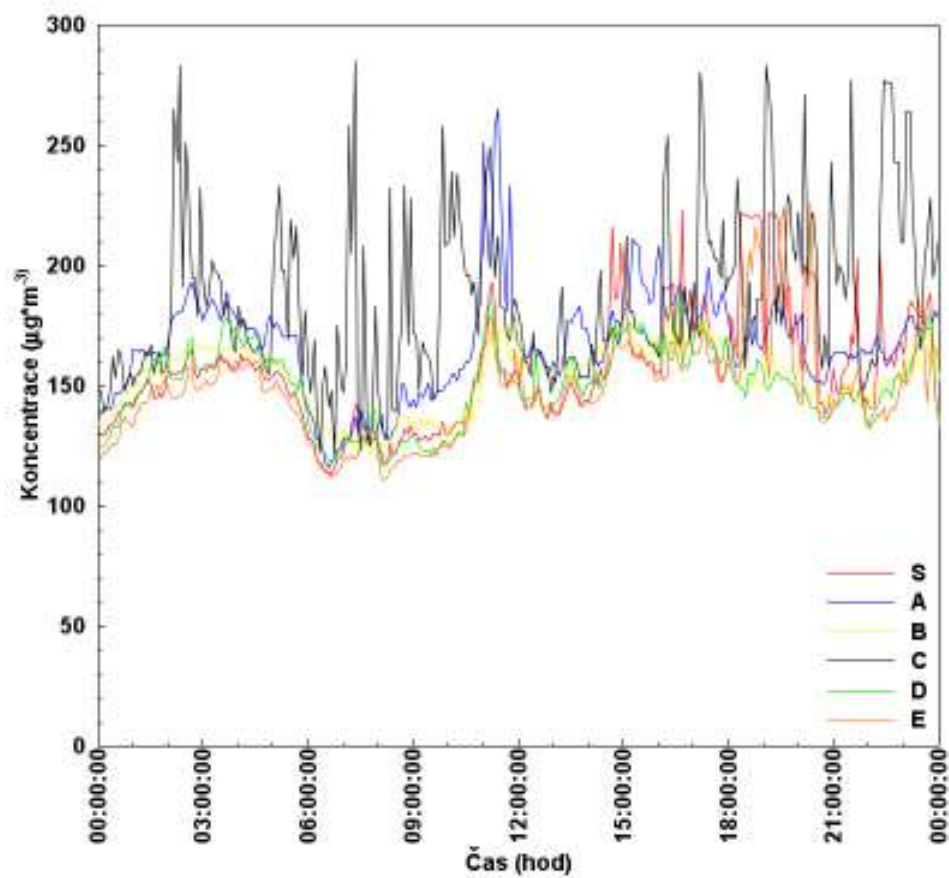
Obr. 22: Krabicový diagram PM₁₀, Březno, léto



Obr. 23: Krabicový diagram PM₁₀, Březno, zima



Graf 17: Koncentrace PM₁₀ v Březně, léto, 11. 8. 2009



Graf 18: Koncentrace PM₁₀ v Březně, zima, 9. 1. 2010

3.3.3 Láz

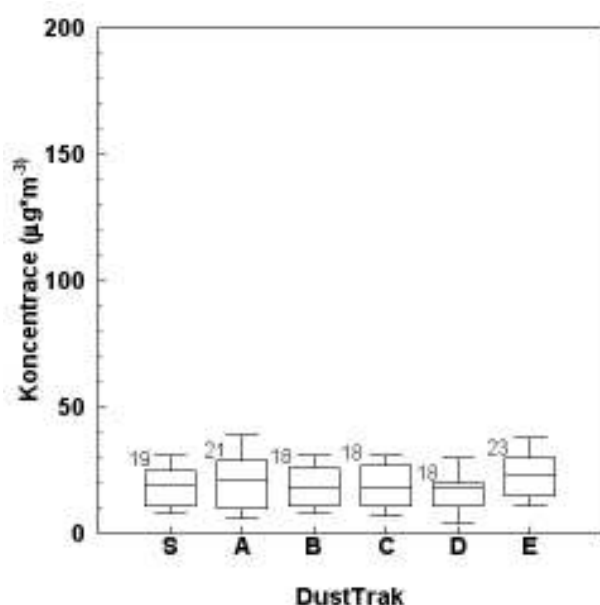
Níže uvedené tabulky 18 a 19 prezentují z-skóre z měření PM_{10} na pozadové lokalitě Láz. Data z letního měření na 95% hladině spolehlivosti prokázala, že tři stanoviště se mezi sebou navzájem statisticky liší. Všechna tato stanoviště odpovídají rozmístění DustTraků na hrázi vodní nádrže. Zimní měření tyto rozdíly nepotvrdilo. V zimě byl prokázán statistický rozdíl mezi stanovištěm S (stanice) a stanovištěm A (nádrž 1).

Tab. 21: Z-skóre, Láz, léto

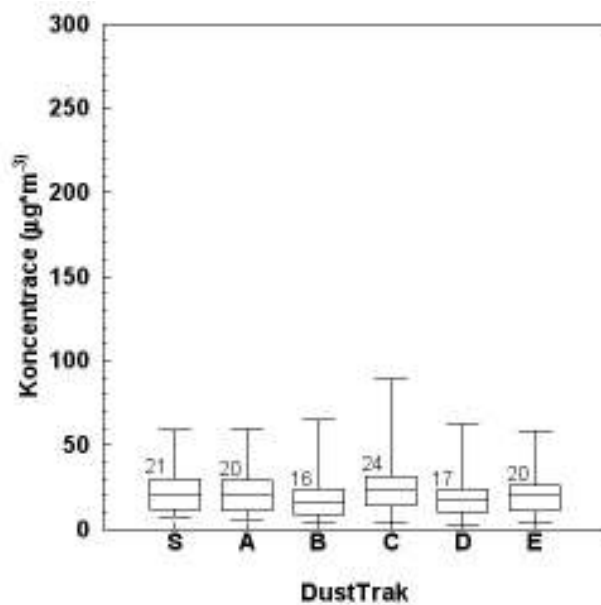
	S	A	B	C	D	E
S		8,0	0,2	1,3	11,5	14,4
A	8,0		9,8	8,0	11,6	12,1
B	0,2	9,8		1,2	10,2	14,5
C	1,3	8,0	1,2		7,1	14,3
D	11,5	11,6	10,2	7,1		14,6
E	14,4	12,1	14,5	14,3	14,6	

Tab. 22: Z-skóre, Láz, zima

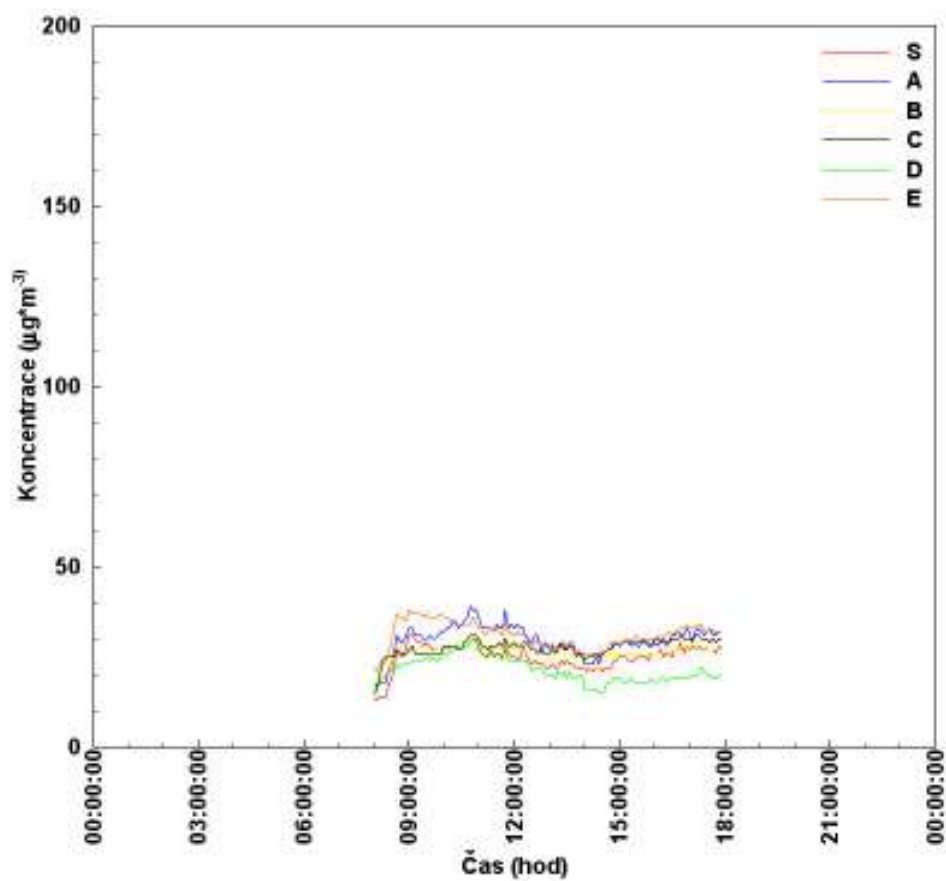
	S	A	B	C	D	E
S		0,5	15,4	8,8	14,7	10,2
A	0,5		13,7	6,0	10,6	5,9
B	15,4	13,7		15,6	8,4	13,3
C	8,8	6,0	15,6		14,4	13,1
D	14,7	10,6	8,4	14,4		11,1
E	10,2	5,9	13,3	13,1	11,1	



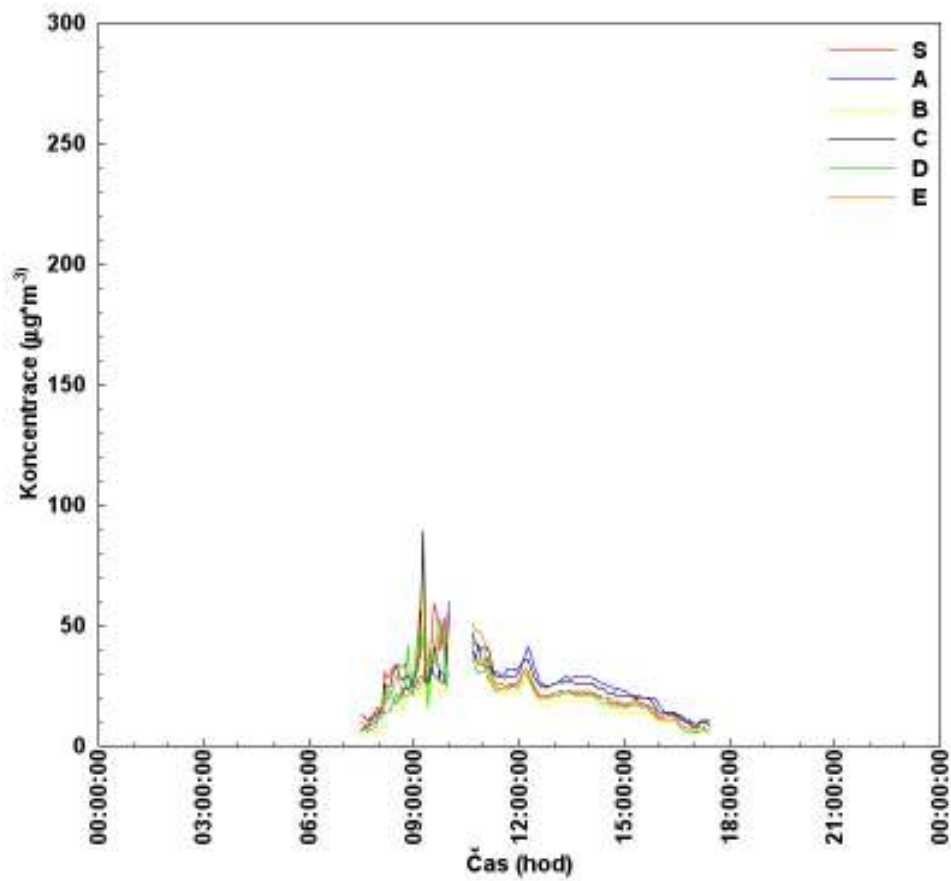
Obr. 24: Krabicový diagram PM_{10} , Láz, léto



Obr. 25: Krabicový diagram PM_{10} , Láz, zima



Graf 19: Koncentrace PM₁₀ na Lázu, léto, 25. 8. 2009



Graf 20: Koncentrace PM₁₀ na Lázu, zima, 26. 2. 2010

3.3.4 Dobré Štěstí

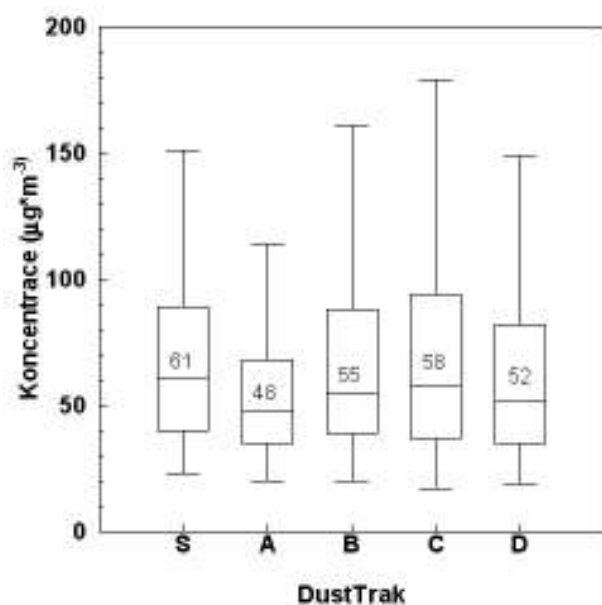
Níže uvedené tabulky 22 a 23 prezentují z-skóre z měření PM_{10} na dálnici v Dobrém Štěstí. Na 95% hladině spolehlivosti nebyly mezi jednotlivými stanovišti prokázány statisticky významné rozdíly.

Tab. 23: Z-skóre, Dobré Štěstí, léto

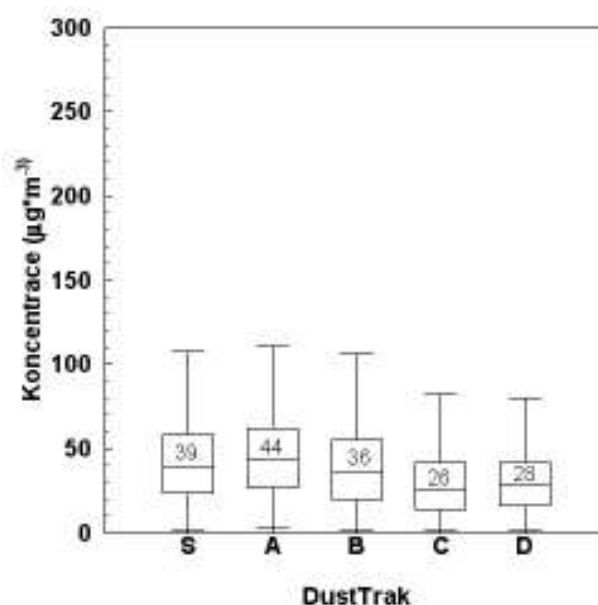
	S	A	B	C	D
S		25,4	3,9	11,7	21,5
A	25,4		21,5	21,2	15,7
B	3,9	21,5		3,4	14,8
C	11,7	21,2	3,4		14,4
D	21,5	15,7	14,8	14,4	

Tab. 24: Z-skóre, Dobré Štěstí, zima

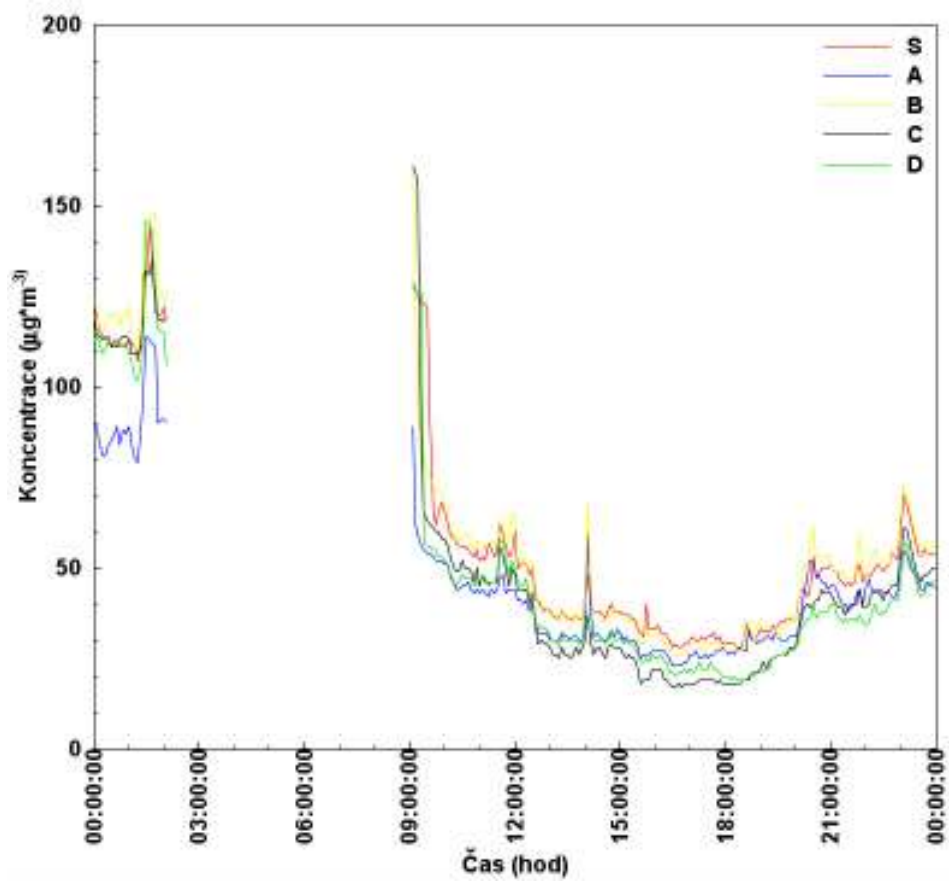
	S	A	B	C	D
S		12,9	11,3	23,2	22,2
A	12,9		16,2	23,3	23,0
B	11,3	16,2		19,0	14,0
C	23,2	23,3	19,0		13,7
D	22,2	23,0	14,0	13,7	



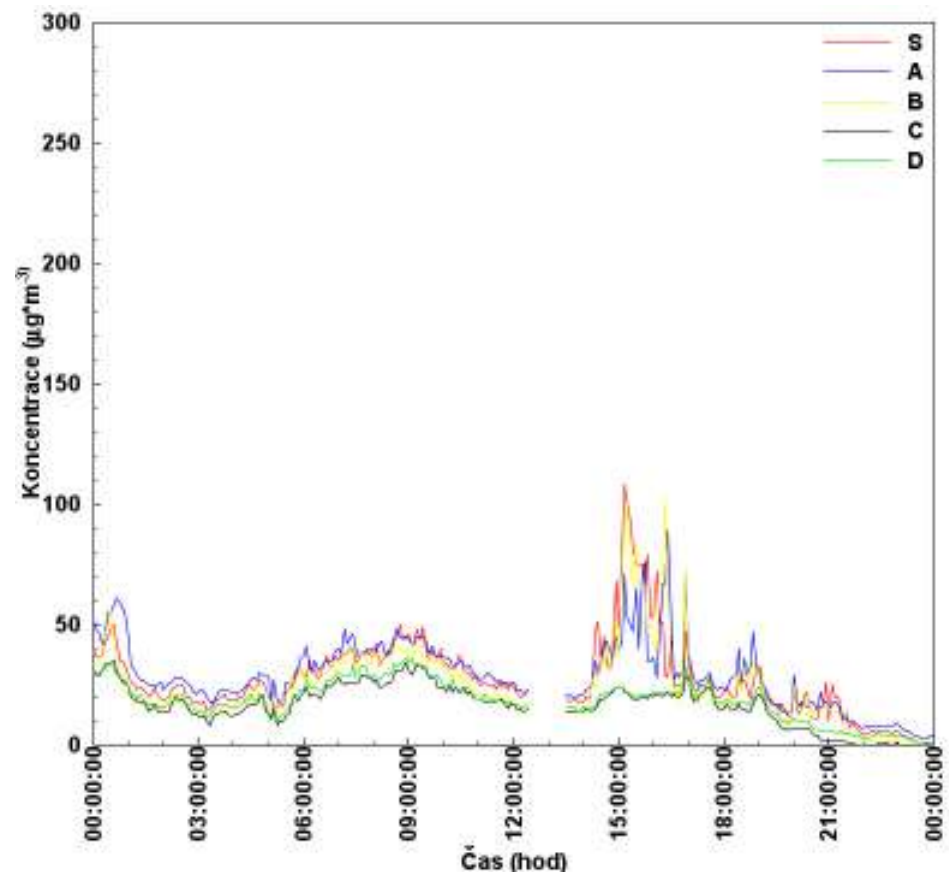
Obr. 26: Krabicový diagram PM_{10} , Dobré Štěstí, léto



Obr. 27: Krabicový diagram PM_{10} , Dobré Štěstí, zima

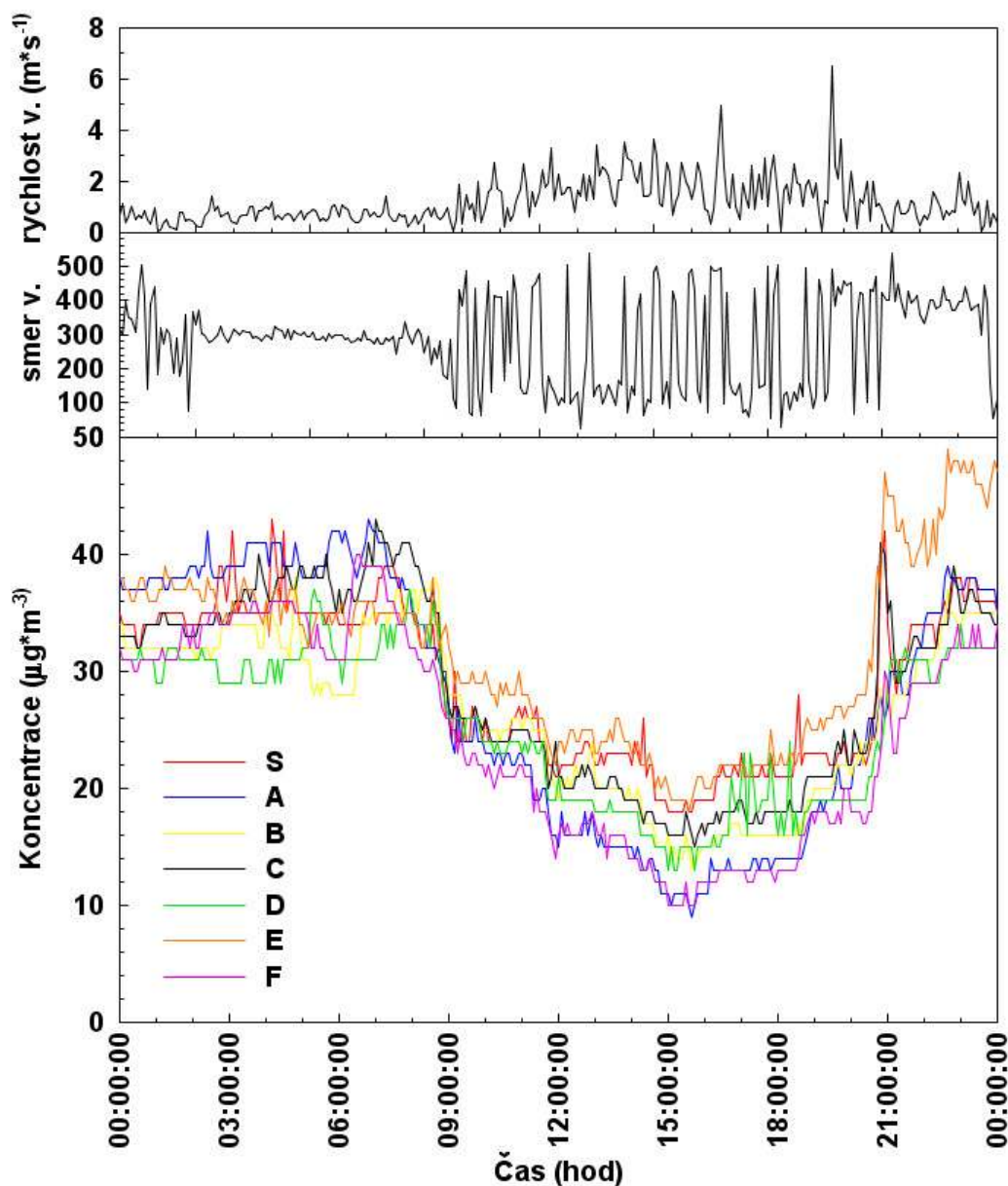


Graf 21: Koncentrace PM₁₀ na Dobrém Štěstí, léto, 28. 9. 2009



Graf 22: Koncentrace PM₁₀ na Dobrém Štěstí, zima, 29. 1. 2010

3.4 Vliv meteorologie



Graf 23: Vliv rychlosti a směru větru na koncentraci PM₁, v Březně 7. 8. 2009

Výše uvedený graf názorně ukazuje jak směr a rychlost větru ovlivňují měřené koncentrace PM₁ v Březně u Chomutova. Okolo 9. hodiny ranní se začíná rychlost větru zvyšovat a zároveň se vítr otáčí a přestává být západní vítr přinášející znečištění z nedalekého dolu a elektráren. V důsledku toho koncentrace na všech měřicích stanovištích stoupají. Okolo 21. hodiny vítr opět ustává – emise nejsou tak dobře odvětrávány a zároveň začíná být lehký vítr od zdrojů znečištění. Výsledkem je opětovný nárůst koncentrací. Takovýto efekt ovšem v daném měřítku ovlivňuje všechna měřicí stanoviště zároveň a nezpůsobuje tak difference.

4. DISKUSE

Reprezentativní umístění měřicí stanice hraje v monitorování a následném hodnocení kvality ovzduší klíčovou roli. Určení reprezentativního stanoviště není evidentní bez měření v jeho blízkém okolí (Chow, 2002). Měřicí stanice se umísťují na různé typy lokalit dle účelu měření. V této práci byla prováděna měření PM_1 a PM_{10} na lokalitách charakterizující velké město, malé město s blízkými významnými zdroji atmosférického aerosolu (tepelné elektrárny a hnědohelný důl se skládkami popílku), dálnici a pozad'ovou lokalitu. Pro zhodnocení reprezentativního umístění měřicí stanice bylo na daných lokalitách rozmístěno pět až sedm přístrojů DustTrak s impaktory na PM_1 , respektive PM_{10} . Měření probíhalo ve dvou sezónách (letní a zimní), na každé lokalitě byly měřeny jednotlivé frakce po dobu tří až čtyř dnů.

Před statistickým hodnocením byla data získaná z jednotlivých DustTraků zkolokována pomocí mocninné regrese a byla stanovena chyba měření, která činila až 11%. Naměřená data z DustTraků neodpovídají skutečným hodnotám, proto byly pomocí mocninné regrese vypočteny koeficienty, které umožní jednoduchý přepočet. K jejich výpočtu byla použita data z beta prachoměru, který měřil současně s DustTrakem umístěným na stanovišti S (stanice). Na poslední lokalitě z celého měření však data z beta prachoměru vykazovala hrubou systematickou chybu a musela být proto nahrazena daty z přístroje APS.

Výsledky měření z Prahy potvrzují naši hypotézu, že hodnoty PM_1 a PM_{10} mezi jednotlivými odběrovými stanovišti nejsou statisticky významné. Ovzduší v Praze bylo dobře promíchané jak během letního, tak během zimního měření. PM_1 i PM_{10} z letního měření mezi sebou vykazují analogické rozložení mediánů. Nejvyšší mediány náleží stanovištím S (stanice) a D (skleník). Tento fakt lze vysvětlit tím, že se jedná o stanoviště umístěná nejbližší rušné světelné křižovatce. Na druhé straně stanoviště B (botanická zahrada) vykazuje v obou sezónách medián nejnižší. Takto nízké mediány jsou způsobeny blízkostí vegetace. Nedávné výzkumy prokázaly schopnost vegetace snižovat expozici PM. Efektivita zachycování atmosférického aerosolu vegetací se může pohybovat od 1 do 35%, což závisí na řadě faktorů. Nejdůležitějšími z nich je velikost atmosférické částice, hustota a typ porostu (Cavanagh, 2009; Tiwary, Morvan, 2006; Tiwary, Reff, 2008). Data ze zimního měření v Praze dávají vyšší hodnoty PM_1 než PM_{10} . Tento paradoxní úkaz je způsobený různou dobou měření jednotlivých frakcí a inverzním zhoršením rozptylových podmínek během měření PM_1 .

Výsledky měření z Března u Chomutova nejsou tak jednoznačné jako v případě Prahy. V porovnání s Prahou bylo měření prováděno na území o větší rozloze (stření měřítka), variabilita koncentrací je vyšší, stejně jako jsou vyšší naměřené hodnoty. Avšak rozdíly mezi jednotlivými stanovišti nejsou pro PM_1 a PM_{10} v letní sezóně statisticky významné. V zimě existuje statisticky významný rozdíl u PM_1 na 95% hladině spolehlivosti mezi stanovišti E (stará škola) a F (okály) v případě, že do výpočtu nezahrneme chybu měření, která v tomto případě činí 3,4%. Po zahrnutí této chyby můžeme říci, že mezi jednotlivými stanovišti měřícími PM_1 není statisticky významný rozdíl. Statisticky významný rozdíl vykazuje pouze PM_{10} v zimě mezi stanovišti S (stanice) a B (věž kostela). Přesto rozdíl mediánů činí pouhý $1 \mu g \cdot m^{-3}$ ($142 \mu g \cdot m^{-3}$ a $143 \mu g \cdot m^{-3}$ na stanovišti S, respektive B). S výjimkou letního měření PM_1 nejvyšší medián vykazuje vždy stanoviště C (úřad). Důvodem jsou blízké zdroje atmosférického aerosolu (dvůr, kde parkuje traktor, dílna, gril a v zimě, ačkoliv je obec plně plynofikovaná, lokální topeniště na dřevo a uhlí). Příklad vlivu blízkého zdroje atmosférického aerosolu na měření je vidět i z grafu 8 znázorňujícího koncentrace PM_1 naměřené během letní kampaně. Fialová křivka stanoviště F (okály) okolo 19 hod prudce roste v důsledku emisí z grilu.

V Březně byl rovněž zaznamenán největší sezónní rozdíl mezi koncentracemi naměřenými v létě a v zimě. V zimě byly koncentrace PM_1 pětikrát až šestkrát vyšší oproti létu, v případě PM_{10} vyšší třikrát až čtyřikrát. Vysoké hodnoty naměřené během zimního období mohou být vysvětleny vyššími emisemi a atmosférickými podmínkami, které způsobují teplotní inverze. (Monn, 2001). Vyšší hodnoty koncentrací naměřených v zimním období a nižší koncentrace během léta dokládá řada studií (Chan, 2001).

Výsledky z pozadové lokality Láz potvrzují, že mezi jednotlivými stanovišti není, na 95% hladině spolehlivosti, významný statistický rozdíl při měření PM_1 . Statisticky významné rozdíly však byly zjištěny v případě PM_{10} . Pokud do statistického hodnocení zahrneme i chyby měření, které se v tomto případě pohybovaly u jednotlivých přístrojů mezi 8 a 11%, pak použitý Wilcoxonův test říká, že existuje statisticky významný rozdíl mezi stanovišti S a B v létě, respektive stanovišti S a A v zimě. Ovšem v obou případech se mediány z uvedených stanovišť liší pouze o $1 \mu g \cdot m^{-3}$, v létě: stanoviště S $19 \mu g \cdot m^{-3}$, stanoviště B $18 \mu g \cdot m^{-3}$, v zimě: stanoviště S $21 \mu g \cdot m^{-3}$, stanoviště A $20 \mu g \cdot m^{-3}$. V průběhu celého měření, s výjimkou měření PM_{10} v létě, vykazovalo nejvyšší hodnoty mediánů stanoviště C. Tento fakt lze vysvětlit umístěním přístroje blízko lesní cesty, po které jezdil traktor a motorky.

Na lokalitě Dobré Štěstí probíhala jednak měření podél dálnice a jednak měření koncentrací v kolmém U-profilu. Z prvního způsobu měření byla získána data, která říkají, že na 95% hladině spolehlivosti mezi měřícími stanovišti není statisticky významný rozdíl. Hlavním zdrojem PM_1 na této lokalitě byla dálnice (spalovací procesy), ale také lokální topeniště, kde se v zimě spalovalo hnědé uhlí a v průběhu celého roku odpad (např. PET lahve). Tento druhý, nechtěný zdroj negativně ovlivňoval reprezentativnost měření. Příkladem může být táborový oheň rozdělávaný ve večerních hodinách, který způsobil prudký nárůst měřených koncentrací (graf 11). Zdrojem PM_{10} zde byla dálnice (otěr pneumatik) a bioaerosol. V porovnání se zimou byly v létě naměřeny hodnoty PM_{10} o 30% vyšší. Pokud bychom od PM_{10} odečetly PM_1 získaly bychom rozdíl, který by se pro zimní data pohyboval v jednotkách $\mu g \cdot m^{-3}$, kdežto v případě letního měření v desítkách $\mu g \cdot m^{-3}$. Pokud pomineme fakt, že měření PM_1 a PM_{10} neprobíhalo současně, ukazovaly by tyto výsledky na rozdílnou velikostní skladbu aerosolu v průběhu sezóny. V zimě by se jednalo především o jemnou frakci, kdežto v letních měsících by, ve srovnání se zimou, bylo v ovzduší přítomno větší procento hrubé frakce. Příčinou může být rozdílná vlhkost, srážky a přítomnost bioaerosolu v letních měsících (lesy okolo dálnice). Jemné částice pocházejí zejména z antropogenních činností (např. spalovací procesy), kdežto větší částice se mohou vyskytovat ve větší míře v místech s přírodními zdroji. (Chow, 1994).

Statistický test prokázal na 95% hladině spolehlivosti významné rozdíly mezi 3 stanovišti během letního a 2 stanovišti během zimního měření PM_1 v kolmém U-profilu dálnice. Toto měření však probíhalo, na rozdíl od ostatních, vždy pouze po dobu 10 hodin. Přístroje byly cíleně umístěny do různých vzdáleností od zdroje znečištění, kdežto na ostatních lokalitách byla snaha umístit přístroje mimo bezprostřední blízkost emitůrů atmosférického aerosolu. Cílem tohoto měření bylo vyzorovat šíření znečištění od dálnice s předpokladem klesajících koncentrací s rostoucí vzdáleností od vozovky. Naše výsledky však tuto domněnku nepotvrdily. Měření znečištění u dálnic bylo prováděno i v Nizozemí. Bylo zjištěno, že s rostoucí vzdáleností od silnice klesají koncentrace NO_2 , avšak pro PM_{10} , $PM_{2,5}$ a benzen nebyl pozorován žádný koncentrační gradient (Roorda-Knape, 1998). Monn (2001) uvádí, že měření hmotnostní koncentrace nereflektuje dobře emise primárně spojené s dopravou.

Dle výsledků ze všech lokalit, na kterých probíhala měření v rámci této práce, nebyl v žádném případě prokázán statisticky významný rozdíl v koncentracích PM_1 mezi jednotlivými

stanovišti dané lokality. U PM_{10} byl Wilcoxonovým testem prokázán statisticky významný rozdíl dohromady ve 3 z 50 možných případů pro zimní měření PM_{10} a to i po zahrnutí celkové chyby měření. Z toho jedenkrát během letní sezóny (Láz) a dvakrát během sezóny zimní (Láz a Březno). Avšak při srovnání mediánů v těchto případech zjišťujeme, že rozdíl statisticky významný není. Rozdíl mediánů ve zmíněných případech činí $1 \mu g \cdot m^{-3}$. Výsledky této práce odpovídají obdobným výsledkům Monna (2001), který říká, že distribuce jemných částic ($< 2,5 \mu m$) v prostoru je poměrně rovnoměrná, proto může ve studované oblasti sbírat data centrální vzorkovač na $PM_{2,5}$. U větších částic (PM_{10}) je různorodost v prostoru větší než u jemných částic a sběr reprezentativních vzorků je tak problematičtější.

Atmosférické podmínky, jako je rychlost větru, vertikální teplotní gradient a sluneční záření, ovlivňují difuzi a transport znečišťujících látek v ovzduší a tím i jejich heterogenitu v prostoru (Seinfeld, 1986). V kapitole 3.4 je na grafu 24 prezentován ukázkový příklad vlivu meteorologie na měřené koncentrace PM_1 v Březně u Chomutova. Březno představuje v této práci lokalitu o největší rozloze a přesto změna směru a rychlosti větru měla podobný efekt na všechna stanoviště dané lokality. Navíc, údaje o meteorologii byly sbírány pouze na stanovišti S (stanice), což omezuje jejich detailnější výklad pro jednotlivá stanoviště.

5. ZÁVĚR

Bylo prokázáno, že v mikroměřítku až středním měřítku nejsou statisticky významné rozdíly mezi DustTraky s impaktory na PM_{10} . To samé platí pro PM_{10} měřené v létě. Statisticky významné rozdíly při měření PM_{10} byly prokázány ve 3 z 50 možných případů pro zimní měření PM_{10} . Tyto rozdíly prokázal Wicoxonův test ($\alpha = 0,05$). V jednom případě na malém městě v zimě a ve dvou případech na pozad'ové lokalitě (1x léto, 1x zima). Porovnání mediánů v těchto případech ale říká, že ani mezi těmito stanovišti statisticky významný rozdíl není. Nulová hypotéza byla potvrzena. Umístění měřicí stanice na daných lokalitách je reprezentativní.

LITERATURA

- Braniš, M., Hůnová I., et al., 2009. Atmosféra a klima, aktuální otázky ochrany ovzduší. Karolinum, Praha.
- Cavanagh, J.E., Zawar-Reza, P., et al., 2009. Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch. *Urban Forestry & Urban Greening* 8, 21 – 30.
- ČR, 2005. Nařízení vlády ČR 429/2005 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování a hodnocení a řízení kvality ovzduší ve znění nařízení vlády č. 60/2004 Sb.
- EEA, 1999. Criteria for EUROAIRNET, European Environment Agency.
- EU, 1999. Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphure dioxide, nitrogen dioxide and oxide of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air.
- Chan, L.Y., Kwok, W.S., 2001. Roadside suspended particulates at heavily trafficked urban sites of Hong Kong – Seasonal variation and dependence on meteorological conditions. *Atmospheric Environment* 35, 3177-3182.
- Chow, J.C., Watson, J., et al., 1994. Temporal and spatial variations of PM_{2.5} and PM₁₀ aerosol in the Southern California Air Quality Study. *Atmospheric Environment* 28, 2061-2080.
- Chow, J.C., Engelbrecht J.P., et al., 2002. Designing monitoring networks to represent outdoor human exposure, *Chemosphere* 49, 961-978.
- Monn, Ch., 2001. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment* 35, 1-32.

- Nesbitt, K.J., Carter K.R., 1996. Integration of immunoassay field analytical techniques into sampling plans. In: Keith, L.H. (Ed.), *Principles of Environmental Sampling*, American Chemical Society, Washington, DC, 727-735.
- Pokorná, P., 2009. *Hrubý aerosol v okolí povrchových dolů na hnědé uhlí*. Praha.
- Roorda-Knappe, M.C., Janssen, N., et al., 1998. Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmospheric Environment* 32, 1921-1930.
- Tiwary, A., Morvan H.P., et al., 2005. Modelling the size-dependent collection efficiency of hedgerows for ambient aerosols. *Journal of Aerosol Science* 37, 990 – 1015.
- Tiwary, A., Reff, A. et al., 2008. Collection of ambient particulate matter by porous vegetation barriers: Sampling and characterization methods. *Journal of Aerosol Science* 39, 40-47.
- Watson, J.G., Chow, J.C. et al., 1997. Guidance for network design and optimal site exposure for PM_{2,5} and PM₁₀. Report No. EPA-454/R-99-022. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Watson, J.G., Chow, J.C., 2001. Estimating middle-, neighborhood-, and urban-scale contributions to elemental carbon in Mexico City with a rapid response aethalometer. *Air Waste Mgmt. Assoc.* 51, 1522-1528.
- WHO, 2000. *Guidelines for Air Quality*. WHO, Geneva.